

Titre: Déphosphatation de l'eau du Saint-Laurent marin du biodôme de
Title: Montréal

Auteur: Claude Trépanier
Author:

Date: 2000

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Trépanier, C. (2000). Déphosphatation de l'eau du Saint-Laurent marin du
Citation: biodôme de Montréal [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8720/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/8720/>

**Directeurs de
recherche:**
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉPHOSPHATATION DE L'EAU DU SAINT-LAURENT MARIN DU
BIODÔME DE MONTRÉAL

CLAUDE TRÉPANIER
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
SEPTEMBRE 2000

©Claude Trépanier, 2000.



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-57430-X

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

**DÉPHOSPHATATION DE L'EAU DU SAINT-LAURENT MARIN DU
BIODÔME DE MONTRÉAL**

Présenté par : TRÉPANIER Claude

En vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. BRIÈRE François G., M.E., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BOUVRETTE Jean, Ing., membre et codirecteur de recherche

M. MONETTE Frédéric, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes parents qui m'ont encouragé tout au long de cette maîtrise et qui m'ont soutenu financièrement lorsque le chèque était «bloqué dans les rouages». Merci aussi aux amis qui payaient le remontant lors de ces périodes de vaches maigres. Les moments d'abondance ont été une gracieuseté du Biodôme de Montréal et de la Société des Amis du Biodôme (SABM). Sans vous, cette maîtrise n'aurait pas vu le jour et je vous en remercie.

Un gros merci à Serge Parent du Biodôme, l'instigateur du projet dont l'enthousiasme et les encouragements tout au long du projet ainsi que l'aide apportée lors du bilan de phosphore ont permis de rendre cette maîtrise enrichissante et passionnante. Merci à Denis Bouchard du laboratoire d'environnement de Polytechnique pour les interminables analyses de phosphore ainsi qu'à Marcel Dugal pour son assistance lors des essais. Merci à Claire Vasseur du laboratoire d'analyse du Biodôme pour les analyses de phosphore et d'azote. Au fait, bon congé Claire. Merci aussi à Léandre Côté, responsable du laboratoire d'analyse des eaux et grand biologiste dont le rôle d'avocat du diable a favorisé l'évolution de ce projet. Ce fut bien agréable de partager ton local et tu as toute ma gratitude pour m'avoir initié au fonctionnement du Titrino 702SM de Metrohm. Merci aussi à Frédéric Monette pour ses explications touchant le merveilleux monde du calcul des doses de coagulant et sur les coagulants en général. Merci aussi à Jean Bouvrette, Dominique Verreault, Normand Desrochers et Arlette Ferrer pour leur aide et dévotion ainsi qu'aux opérateurs et plombiers du Biodôme. Merci à Yves Comeau, François G. Brière et Raymond Desjardins qui ont répondu à mes interrogations et dont la qualité de l'enseignement m'a permis d'en apprendre beaucoup en traitement des eaux. Aussi, merci à Christiane et Madame Drizo avec qui j'ai fait équipe quelques fois. Ce fut beaucoup plus facile et agréable, car vos sourires donnent vie aux corridors trop sérieux de Poly. Merci à Michel Piché de la compagnie

Heckett Multiserv pour la scorie fournie avec enthousiasme et sans délais. De plus, merci à Mélanie LeFebvre de la compagnie Eaglebrook pour tous les renseignements et coagulants fournis lors des essais de coagulations.

Il ne me reste plus qu'à remercier les fameux oubliés, ceux qui, par un conseil, une explication de coin de table ou un petit service font qu'un projet puisse prendre un nouvel envol.

RÉSUMÉ

Plusieurs méthodes d'enlèvement du phosphore ont fait l'objet d'une analyse théorique et documentaire dans le but d'être employées au Biodôme pour abaisser la concentration de phosphore dans l'écosystème du Saint-Laurent marin (SLM) jusqu'à 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Les critères de sélection pour le choix d'une méthode ont été : l'impact sur la santé de la collection vivante, la faisabilité de la méthode, les coûts d'immobilisation ainsi que les coûts d'opération. Suite à cette analyse, les méthodes de coagulation chimique avec sels d'aluminium et de fer, la floculation avec un coagulant naturel, le chitosane, la précipitation-adsorption sur lit filtrant utilisant des roches calcaires ou de la scorie « slag » d'aciérie ont été recommandées pour des essais en laboratoire afin d'en évaluer la faisabilité technique réelle au Biodôme. Les essais de laboratoire n'ont pas permis d'obtenir de résultats concluants avec le chitosane et le milieu filtrant calcaire et ces techniques ont été mises de côté. La coagulation chimique et l'adsorption sur la scorie ont donné des résultats prometteurs. L'alun a été choisi comme le coagulant le mieux adapté pour le Biodôme. La dose d'alun nécessaire pour abaisser la concentration jusqu'à 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ est de 24 mg Al^{3+}/L (ratio molaire de 1.6 Al/P). Toutefois pour accélérer l'enlèvement du phosphore, il est suggéré d'employer un ratio molaire de 2 Al/P , ce qui correspond à une dose de 30 mg Al^{3+}/L . Une simulation théorique d'enlèvement du phosphore démontre que la coagulation chimique avec l'alun sera, d'un point de vue économique, rentable jusqu'à une concentration dans le SLM de 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. En utilisant le ratio molaire de 2 Al/P , 21 cuvées de 150 000 L traitées à l'alun seraient nécessaires pour obtenir cette concentration. Un protocole a donc été établi pour le traitement à grande échelle par coagulation chimique dans le bassin R-O1 du Biodôme.

Des essais en colonnes avec la scorie ont été effectués pour connaître la capacité d'enlèvement maximale du phosphore par la scorie de granulométrie 0-5 mm et 5-10 mm. La saturation n'a toutefois pas été atteinte. Le compactage de la scorie 0-5 mm

dans la colonne a forcé l'arrêt de l'essai après 32 jours tandis que l'essai avec la scorie de granulométrie 5-10 mm a permis d'enlever 10,9 g de phosphore (0,8 g P/ kg substrat) en 46 jours. L'essai a dû être arrêté en raison d'un échéancier trop court alloué à l'essai. Quoique très intéressante, la méthode utilisant la scorie comme lit filtrant devra faire l'objet d'une étude plus approfondie afin de connaître la potentielle solubilisation par l'eau du Biodôme des métaux lourds présents naturellement dans la scorie. Les résultats préliminaires avec le chrome, le zinc et le fer ne permettent pas de conclure hors de tout doute qu'il n'y a pas de solubilisation de métaux.

Il est donc premièrement recommandé d'employer la coagulation chimique dans le bassin R-O1 pour abaisser la concentration de phosphore à 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Dans un deuxième temps, il est recommandé de poursuivre les essais en colonne afin de connaître la capacité maximale d'enlèvement du phosphore. Ces essais devront comprendre un volet d'analyse de plusieurs métaux lourds susceptibles d'être solubilisés depuis la scorie. Un lit filtrant employé pour maintenir la concentration à 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ dans le SLM aurait un volume de 7 m³ si dimensionné avec 0,8 g P/kg substrat.

ABSTRACT

Various phosphorus removal methods were theoretically analyzed on the basis that they could lower the orthophosphates concentration from 18.5 to 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ in the St-Lawrence mesocosm at the Montreal Biodome. The criteria used to choose a method were the impacts on fish health, the technical feasibility at the Biodome, immobilisation costs and operation costs. Among the methods studied chemical coagulation with aluminium and iron salts, flocculation with the natural coagulant chitosan, adsorption/precipitation with a calcareous substrate and adsorption/precipitation with slag were found to show good phosphorus removal potential. They were recommended for further laboratory experiments. Chitosan and adsorption/precipitation with a calcareous substrate gave poor results and were rejected leaving chemical coagulation and adsorption/precipitation with slag as potential methods. Jar tests showed that alum with an initial concentration equivalent to 24 mg Al^{3+}/L (1.6 Al/P molar) could lower the SLM concentration down to 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. However, it is suggested to use a molar ratio of 2 Al/P (molar) which would correspond to an initial alum concentration of 30 mg Al^{3+}/L . A theoretical phosphorus removal simulation showed that chemical phosphorus removal with alum would be economically feasible down to 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Twenty-one 150 000 L batches treated with alum at a 2 Al/P molar ratio would be necessary to reach 7 mg P/L. A protocol was established with the Biodome engineers for the full scale treatment with alum in the R-O1 tank.

Laboratory adsorption tests with slag gave good results and columns experiments were set to evaluate the maximum phosphorus removal capacity of two different sizes of slag (0-5 mm and 5-10 mm). Saturation of the slag in both columns was not obtained during the limited period of the test. The 0-5 mm size slag clogged after 32 days while the 5-10 mm slag could remove a total of 10.9 g P (0.8 g P/kg slag) in 46 days. Despite good phosphorus removal capacity, this method will have to go through more advanced tests

concerning possible extraction by water of heavy metals naturally present in the slag. Preliminary results with Cr, Zn and Fe could not confirm without doubt that heavy metal extraction by water does not take place.

It is firstly recommended to use chemical coagulation with alum in the Biodome R-O1 tank to lower the concentration down to 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Secondly, the pursuit of columns experiments should be done to determine the maximal phosphorus removal capacity of the slag. These tests should also include several analyses of different metals that could be present in the slag. A filtration bed design to maintain the orthophosphates concentration to 7 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ would necessitate a volume of 7 m³ if designed with a removal potentiel of slag of 0.8 g P/kg slag.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iv
RÉSUMÉ.....	vi
ABSTRACT.....	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xvii
LISTE DES ANNEXES	xviii
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Hypothèse.....	2
1.3 Méthodologie et contenu du mémoire.....	2
CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1 Description physique.....	4
2.2 Organismes marins du SLM.....	5
2.3 Composition de l'eau de mer artificielle	6
2.4 Les principaux cycles de nutriments dans les aquariums et le SLM.....	6
2.4.1 Le cycle du carbone	6
2.4.2 Le cycle de l'azote	8
2.4.3 Le cycle du phosphore	10
2.5 Toxicité du phosphore sur les organismes marins.....	13
2.6 Rapport $N_T:P_T$ et surcroissance d'algues « algal bloom ».....	14
2.7 L'enlèvement des nitrates	14
2.8 De la dénitrification à la déphosphatation.....	15
2.9 Concentration visée de phosphore dans le SLM.....	16

2.10 Méthodes de déphosphatation	17
2.10.1 Déphosphatation biologique.....	17
2.10.2 Coagulation chimique avec sels d'aluminium et de fer	20
2.10.3 Coagulation avec la chaux	23
2.10.4 Coagulation organique avec le chitosane	24
2.10.5 Précipitation-adsorption sur des matériaux calcaires et de la scorie d'aciérie.....	25

CHAPITRE 3 : ANALYSE THÉORIQUE, ESSAIS DE LABORATOIRES ET ESSAIS PILOTES31

3.1 Analyse Théorique et Documentaire.....	31
3.1.1 Critères pour le choix d'une méthode	31
3.1.2 Bilan de phosphore sur le SLM pour l'année 1998.....	32
3.1.3 Les méthodes de déphosphatation.....	36
3.1.4 Les voies à explorer	50
3.1.5 Recommandations	51
3.2 Expérimentations au laboratoire	53
3.2.1 Essais de coagulation-floculation avec l'alun, le FeCl_3 et le PASS.....	53
3.2.2 Essai avec le chitosane	77
3.2.3 Essais avec substrats calcaires	79
3.2.4 Essais avec la scorie d'aciérie	80
3.2.5 Conclusion.....	82
3.3 Expérimentation pilote	83
3.3.1 Essai à grande échelle de coagulation-floculation avec l'alun.....	83
3.3.2 Essais en colonne avec la scorie.....	90

CHAPITRE 4 : CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PORTÉE ENVIRONNEMENTALE DU PROJET..... 109

4.1 Conclusion.....	109
4.2 Recommandations	110
4.3 Portée environnementale	112

RÉFÉRENCES	115
ANNEXES.....	126

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Fiche technique des bassins et unités de traitements des eaux du SLM	5
Tableau 3.1: Bilan de phosphore du SLM pour l'année 1998.....	32
Tableau 3.2: Comparaisons des techniques envisagées	36
Tableau 3.3: Résumé des études portant sur la toxicité de l'aluminium et sur les principales conditions expérimentales	43
Tableau 3.4: Travaux de laboratoire requis.....	52
Tableau 3.5: Doses optimales des coagulants pour abaisser la concentration d'orthophosphates à 2 mg P/L ou moins.	54
Tableau 3.6: Paramètres finaux de l'essai de floculation.....	55
Tableau 3.7: Masse et volume requis de chacun des coagulants	62
Tableau 3.8: Coûts d'achat des coagulants pour le traitement de 3 250 000 litres d'eau du SLM en utilisant les doses optimales	63
Tableau 3.9: Masse et volume des boues produites pour traiter 3 250 000 litres d'eau de mer du SLM.	64
Tableau 3.10: Quantité de NaHCO_3 ou de Na_2CO_3 à ajouter au SLM pour atteindre un pH de 8 suite à un traitement chimique.	66
Tableau 3.11: Coût total pour le réajustement du pH lorsque les 3 250 000 litres d'eau de mer du SLM traités par voie coagulation.....	67
Tableau 3.12: Coûts de l'achat des réactifs et coût du réajustement du pH pour le traitement de 3 250 000 litres d'eau de mer du SLM une cuvée....	68
Tableau 3.13: Comparaison entre le traitement en cuvée de 150 000 litres et le traitement de 3 250 000 litres en une seule fois	70
Tableau 3.14: Comparaison entre l'ajout de différentes concentrations d'alun dans le réservoir de 150 000 litres	73

Tableau 3.15: Résultats de tests d'adsorption avec différents substrats calcaires (concentration initiale de 17,7 mg P/L)	79
Tableau 3.16: Évolution du pH, de l'alcalinité et des orthophosphates d'un volume d'eau de 19,6 L dont une fraction a été traitée à l'alun puis retournées au volume initial sans ajustement de pH.	87
Tableau 3.17: Concentration de 3 métaux lourds dans l'eau brute et à l'effluent de la colonne A aux jours 3 et 33 de l'essai d'adsorption.....	96
Tableau 3.18: Caractéristiques d'un lit filtrant selon quatre cas de traitement désirés.....	103

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Évolution des nitrates et du phosphore total dans le SLM (avril 1992 à juin 2000)	12
Figure 3.1: Évolution de la concentration de P total dans le SLM selon le scénario d'enlèvement de l'accumulation de P depuis 1992	34
Figure 3.2: Charge de P enlevée annuellement selon les divers scénarios d'enlèvement de la charge accumulée depuis 1992	35
Figure 3.3: Quantité d'alun ajoutée par cuvée de 150 m ³ et concentration en orthophosphates de chacune des cuvées.	71
Figure 3.4: Évolution de la concentration de phosphore dans le SLM en fonction du nombre de cuvées avec l'ajout de différentes doses d'alun	72
Figure 3.5: Évolution des orthophosphates et du pH en fonction de la concentration de chitosane ajoutée	78
Figure 3.6: Évolution de l'enlèvement des orthophosphates et du pH en fonction de la masse de scorie 0 - 5 mm ajoutée ($[P]_{\text{initiale}} = 17,2 \text{ mg/L}$)	80
Figure 3.7: Évolution de l'enlèvement des orthophosphates et du pH en fonction de la masse de scorie 5 - 10 mm ajoutée ($[P]_{\text{initiale}} = 17,2 \text{ mg/L}$)	81
Figure 3.8: Schéma possible pour la coagulation chimique au Biodôme dans le réservoir R-O1	85
Figure 3.9: Concentration initiale d'orthophosphates dans l'eau brute et concentration finale dans l'effluent des colonnes A et B	91
Figure 3.10: Évolution du débit et de la masse de phosphore enlevée par masse de scorie dans la colonne A (granulométrie 5-10 mm)	92
Figure 3.11: Évolution du débit et de la masse de phosphore enlevée par masse de scorie dans la colonne B (granulométrie 0-5 mm)	93
Figure 3.12: Évolution du pH, de l'alcalinité (à partir du 18 ^{ème} jour) et du débit dans la colonne A.	94

Figure 3.13: Évolution du pourcentage d'enlèvement du phosphore et du débit dans la colonne A 95

Figure 3.14: Efficacité d'enlèvement des orthophosphates en fonction du débit 96

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CV: coefficient de variation
N_T: azote total
P_T: phosphore total
PID : phosphore inorganique dissous
POD: phosphore organique dissous
PRD: phosphore réactif dissous
POP: phosphore organique particulaire
SLM: Saint-Laurent marin
TRH: temps de rétention hydraulique

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1: Article soumis à la revue water research.	126
ANNEXE 2: Composition du mélange artificiel instant ocean®	157
ANNEXE 3: Protocoles expérimentaux.....	159
ANNEXE 4: Résultats expérimentaux.....	169
ANNEXE 5: Exemples de calculs.....	196
ANNEXE 6: Personnes ressources et fournisseurs de produits	214

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Problématique

Le présent mémoire traite de l'enlèvement du phosphore de l'eau de mer de l'écosystème du Saint-Laurent marin (SLM) du Biodôme de Montréal. Le Biodôme est un endroit unique représentant divers écosystèmes comme la forêt tropicale, le monde polaire, la forêt laurentienne et le golfe du Saint-Laurent communément appelé Saint-Laurent marin. Chacun des écosystèmes est peuplé d'un ensemble de plantes et animaux propres à l'écosystème naturel représenté. L'écosystème faisant l'objet de ce mémoire, le SLM, est un vaste aquarium de 3 250 000 L opérant en circuit fermé, c'est-à-dire que l'eau y est constamment recirculée à travers d'unités de traitement des eaux (filtres, percolateur, tour d'ozone, dénitrificateur) afin de maintenir une bonne qualité de l'eau pour la collection vivante. Seul 16% du volume total de l'aquarium est renouvelé annuellement par de l'eau nouvelle pour compenser les pertes d'eau subies lors des opérations. La recirculation complète de l'eau est nécessaire en raison des coûts élevés de fabrication d'eau de mer artificielle. Le prochain ajout à la chaîne de traitement des eaux du Biodôme pourrait être une unité d'enlèvement du phosphore qui réduirait la concentration des orthophosphates qui s'accumulent dans l'écosystème.

La nourriture donnée aux poissons du Biodôme est à la base du problème de l'accumulation des orthophosphates dans le SLM. Cette nourriture contient du phosphore et les poissons n'assimilent que la quantité de phosphore nécessaire à leurs besoins métaboliques et rejettent le phosphore non utilisé. La majeure partie du phosphore rejeté s'accumule dans l'écosystème sous forme de phosphore inorganique dissous (orthophosphates) puisque les unités de traitement ne peuvent éliminer cette forme de phosphore.

Il a donc été décidé d'étudier les possibilités pour abaisser la concentration de phosphore dans le SLM. Cette décision fait suite à l'ajout récent d'un dénitrificateur à la chaîne de traitement. Le fait d'enlever les nitrates sans toucher au phosphore pourrait à long terme favoriser la surcroissance d'un type d'algue pouvant libérer des toxines. De plus, le maintien d'un ratio azote total : phosphore total ($N_T : P_T$) proche de celui d'un milieu naturel ne saurait qu'être bénéfique à la croissance et à la qualité de vie des espèces vivant dans le Saint-Laurent marin.

1.2 Hypothèse

L'hypothèse à la base de ce projet est que l'enlèvement des orthophosphates peut se faire au moyen de méthodes d'enlèvement du phosphore existantes dans le domaine du traitement des eaux usées et qu'une méthode ou une combinaison de méthodes de déphosphatation pourraient être adaptées aux besoins et contraintes du Biodôme (faisabilité technique, effet sur la collection vivante, coûts d'immobilisation et d'opération).

1.3 Méthodologie et contenu du mémoire

Tout d'abord, différentes méthodes d'enlèvement du phosphore ont fait l'objet d'une revue de littérature afin d'exposer les principes généraux et mécanismes qui permettent d'enlever le phosphore (chapitre 2). Par la suite, ces méthodes ont fait l'objet d'une analyse théorique et documentaire (section 3.1) afin de choisir les méthodes les plus susceptibles de s'appliquer au Biodôme. Pour cette analyse théorique, les méthodes seront évaluées en fonction des quatre critères suivants : impacts sur la collection vivante, faisabilité technique, coûts d'immobilisation et coûts d'opération. Les

méthodes choisies ont alors été recommandées pour des essais en laboratoire. La sous-section 3.1.3 présentera un bilan de masse complet du phosphore qui sera plus tard employé pour le dimensionnement préliminaire des procédés retenus.

Ces essais de laboratoire (section 3.2) ont permis de vérifier si les méthodes recommandées par l'analyse théorique peuvent être pratiquement appliquées à l'eau de mer du Biodôme. Les méthodes qui satisfont aux essais de laboratoire sont à leur tour recommandées pour des essais à l'échelle pilote et/ou grande échelle selon les résultats obtenus au laboratoire (section 3.3).

Finalement, des recommandations permettront au Biodôme de décider quelles méthodes utiliser pour abaisser la concentration des orthophosphates dans le SLM (section 4.2).

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Description physique

L'ensemble de l'écosystème du Saint-Laurent marin contient 3 250 000 L d'eau de mer artificielle d'une salinité oscillant entre 28 et 30 ‰ (28 g/L et 30 g/L) et maintenue à une température de 10 °C. Ce volume d'eau est réparti dans 4 bassins principaux: le bassin d'isolation (222 m³), la baie profonde (2400 m³), le littoral rocheux (23 m³), et le bassin médical (26 m³). Ces trois derniers bassins sont reliés et les eaux sont traitées par 6 filtres à sable (3,7 m de diamètre), un percolateur à bio-billes (trickling filter) (200 m³) et une tour d'ozone. Le taux de filtration des filtres à sable est de 570 gpm et le temps de roulement (turnover rate) de 140 minutes. En fonctionnement normal, des backwash ont lieu à tous les 5 à 10 jours et durent environ 8 minutes. Environ 1% des eaux traitées par ces systèmes sont déviées vers une unité de dénitrification avant de retourner aux bassins. L'eau est retournée à la baie et au littoral rocheux via un filtre sous gravier à flot renversé. L'eau du bassin d'isolation est traitée par 3 filtres à sable de 1,8 m de diamètre et une tour d'ozone. Le taux de filtration est de 870 gpm et le taux de roulement de 70 minutes.

Trois autres bassins de 150 m³ chacun servent d'appoint pour assurer que le système reste en circuit fermé. Le premier bassin récupère l'eau provenant des backwash des 9 filtres à sable. Le deuxième permet de maintenir un niveau d'eau acceptable dans le système en récupérant l'eau du premier bassin d'appoint ou l'eau du troisième bassin qui sert à la fabrication d'eau de mer. Le tableau 2.1 résume les points mentionnés ci-dessus.

Tableau 2.1: Fiche technique des bassins et unités de traitements des eaux du SLM

Composantes	Caractéristiques	Remarques
Baie profonde	2 400 m ³	taux de filtration de 5700 gpm taux de roulement: 140 min traite 1% du débit sortant des filtres.
Littoral rocheux	23 m ³	
Bassin médical	26 m ³	
- 6 filtres à sable	3,7 m dia.	
- 1 percolateur à bio-bille	200 m ³	
- 1 tour d'ozone		
- 1 dénitrificateur		
Bassin d'isolation	222 m ³	taux de filtration de 870 gpm taux de roulement de 70 minutes
- 3 filtres à sable	1,8 m dia.	
- 1 tour d'ozone		
3 bassins d'appoints	150 m ³ ch.	

Les bassins mentionnés ci-dessus peuvent contenir un total de 3 121 m³ d'eau de mer, le reste de l'eau (129 m³) se retrouvant dans la tuyauterie et dans les unités de traitement.

2.2 Organismes marins du SLM

Le SLM abrite une vaste collection d'espèces de poissons et d'invertébrés ainsi que des oiseaux marins. Le lecteur intéressé par les espèces présentes peut consulter l'article de l'annexe 1 qui recense les principales espèces du Biodôme (tableaux 2 et 4 de l'article).

2.3 Composition de l'eau de mer artificielle

Chaque année, entre 16 et 18% du volume d'eau dans le SLM est fabriqué pour contrer l'évaporation et les différentes pertes d'eau subies lors des opérations quotidiennes. Cette eau est fabriquée en utilisant le mélange commercial de sels marins Instant Ocean® (Aquarium systems, Inc., Mentor, OH) ajouté à de l'eau préalablement déchlorée. La salinité est obtenue par dissolution de chlorure sodium. Le mélange a lieu dans le bassin de 150 m³ servant à la préparation d'eau de mer. L'annexe 2 présente la composition du mélange Instant Ocean®.

Les concentrations indiquées des différents éléments présents dans le mélange artificiel Instant Ocean® ne sont évidemment pas les concentrations réelles que l'on retrouve dans le SLM en raison des différents changements d'eaux partiels au cours des années ainsi que de la nourriture ajoutée quotidiennement dont une partie est minéralisée par les micro-organismes. Les changements d'eau, qui ne représentaient que 7 à 9% du volume total entre 1992 à 1995 ont augmenté en 1996 à environ 16%. Le seul moyen de connaître la concentration des différents éléments présents dans le SLM reste donc la mesure individuelle de chacun des composés.

2.4 Les principaux cycles de nutriments dans les aquariums et le SLM

2.4.1 Le cycle du carbone

Les poissons et les invertébrés assimilent le carbone organique qui compose la nourriture qu'ils reçoivent. Ils en métabolisent une partie et rejettent le reste via l'urine et les excréments. Une partie du carbone organique ingéré est oxydé et rejeté sous forme de carbone inorganique (CO₂) via la respiration. Le même phénomène s'applique

pour les bactéries qui oxydent une partie du carbone organique rejeté par les poissons. Les algues, via le phénomène de la photosynthèse, permettent de réduire le CO_2 présent dans l'eau. Par ailleurs, les algues, en plus de fixer les nutriments, excrètent du carbone organique sous forme de phénols et de carbohydrates. Ces rejets sont incolores. Les phénols réagissent avec l'alcalinité de l'eau pour former des polyphénols qui réagissent à leur tour avec les carbohydrates, protéines et diverses substances azotées pour former des substances humiques, une classe de polymères qui donne à l'eau une couleur variant du jaune pâle au brun. Les substances humiques sont réfractaires à la minéralisation et elles s'accumulent indéfiniment (Spotte, 1979b; 1991). Au Biodôme toutefois, l'eau ne présente pas de coloration en raison de l'efficacité des filtres pour enlever les algues et probablement en raison de l'utilisation de l'ozone qui permet entre autres de réduire la couleur et de détruire les produits phénolés (Desjardins, 1997) comme les substances humiques (Sawyer et al., 1994).

Le carbone organique particulaire (COP) est généralement complètement éliminé du système d'un aquarium par les filtres qui éliminent rapidement cette forme de carbone (Grguric et al, 2000a). La concentration de COP au Biodôme varie d'année en année entre 10 et 35 mg/L (Parent et Morin, 2000) et est considérée comme constante. Quant au carbone organique dissous (COD), cette forme est souvent considérée comme négligeable en raison de sa faible concentration par rapport au carbone inorganique dissous (CID). Ainsi, dans l'Ocean Tank du New Jersey State Aquarium, la concentration de COD est de 60 μM , soit 40 fois inférieure à celle du CID (Grguric et al, 2000a). Au Biodôme, la concentration de COD est considérée constante d'une année à l'autre et oscille entre 2 et 5 mg/L (Parent et Morin, 2000).

Le carbone inorganique dissous CID représente le plus grand réservoir de carbone dans les aquariums marins. Dans un aquarium d'eau salée, l'alcalinité totale est considérée comme l'alcalinité carbonate puisque moins de 3% de l'alcalinité totale est représentée par la base conjuguée de 4 acides faibles (borate, silicate, phosphate et ammoniacque)

(Grguric et al, 2000a). L'alcalinité de l'eau du Biodôme se situe autour de 300 mg CaCO_3/L . La principale source de CID provient de l'ajout fréquent de bicarbonate et carbonate de soude pour le réajustement du pH.

2.4.2 Le cycle de l'azote

À la base, l'azote est introduit dans un aquarium marin via la nourriture donnée aux animaux (Grguric et al., 2000a et 2000b). Une fois l'azote introduit dans l'écosystème, l'excrétion par les algues et les animaux ainsi que l'oxydation par les hétérotrophes et la lyse des cellules bactériennes (Spotte 1991) sont les vecteurs qui permettent la circulation de l'azote sous différentes formes. Suite à l'ingestion de la nourriture, les poissons excrètent de l'ammoniaque ainsi que de l'urée, de l'acide urique et des acides aminées qui seront, à leur tour, minéralisées sous formes d'ammoniaque (Dosdat, 1992). Il en va de même pour les acides aminés et les protéines excrétées par les algues ainsi que la lyse bactérienne et les restes de nourritures transformés par les micro-organismes présents dans l'aquarium (Spotte, 1991).

L'ammoniaque et les nitrites sont très toxiques pour les organismes marins (Spotte, 1979b), mais leur accumulation est rapidement enrayée grâce à la recirculation au travers de filtres biologiques (Grguric et al, 2000b) qui permet de transformer ces formes d'azote en nitrates selon les équations suivantes:

transformation de l'ammoniaque en nitrites par les Nitrosomonas



transformation des nitrites en nitrates par les Nitrobacters



Ces équations s'appliquent au SLM et l'absence d'ammoniaque et de nitrites est compensée par l'accumulation des nitrates. Ainsi, au Biodôme, le taux moyen d'accumulation des nitrates était de $9,1 \mu\text{M}$ par jour en 1995 (Parent et Morin, 2000) alors qu'il était de $5,6 \mu\text{M}$ par jour au Seawater Aquarium en Floride (Grguric et Coston, 1998), un aquarium d'environ 23 millions de litres d'eau de mer artificielle. Actuellement, la concentration de nitrates dans le SLM oscille autour de $100 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$. Au Biodôme, seuls la dénitrification biologique et les changements d'eau peuvent abaisser la concentration de nitrates. Les algues ne peuvent être un outil d'assimilation des nitrates au Biodôme en raison de l'efficacité des filtres tandis que le brassage constant des sédiments lors du nettoyage du SLM empêche la dissimilation des nitrates de se réaliser (Parent et Morin, 2000).

Les poissons ne semblent pas trop affectés par les nitrates. Certains aquariums rapportent maintenir des poissons en bonne santé avec des concentrations de nitrates au-delà de $140 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ (Grguric et al., 1994; de Graaf, 1975; Spotte, 1991). Les invertébrés supportent cependant mal des concentrations au-dessus de $45 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ (Vast, 1991). Les nitrates seraient potentiellement nocifs lorsque présents à une concentration supérieure à $50 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ pour les poissons et à $20 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ pour les invertébrés (Spotte, 1991; Vast, 1991; de Graaf, 1975). Le but visé au Biodôme est d'abaisser la concentration des nitrates à $20 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ à l'aide de la dénitrification biologique (Sauvé, 2000).

Un bilan de masse complet de l'azote a été fait en 1995 sur l'écosystème du Saint-Laurent marin par Parent et Morin (2000) afin d'identifier la provenance des composés azotés dans le SLM et de suggérer des changements d'opération pour réduire l'accumulation de nitrates. Les sources de composés azotés sont la nourriture donnée aux poissons (58 %) et aux oiseaux (38 %), les invertébrés et poissons (6 %) ajoutés au système et l'azote inorganique introduit lors des changements d'eau (0,1 %). L'azote

est expulsé du système par la filtration (15 %), le nettoyage des bassins (5 %) et les pertes d'eau (10,9 %) et, depuis 1998, par un système de dénitrification biologique (Sauvé, 2000). L'accumulation de l'azote (65 %) dans le système est présente sous deux formes: les nitrates (92 % de l'accumulation) et la biomasse des invertébrés et des poissons (8 % de l'accumulation).

Suite au bilan de masse, le Biodôme a décidé d'enlever de l'écosystème les fous de bassan, qui étaient la source de 33 % de l'azote apporté au système et d'augmenter les changements d'eau à 16 % du volume du SLM.

2.4.3 Le cycle du phosphore

Le phosphore entre dans un système biologique naturel via l'érosion de la croûte terrestre. La quantité introduite par unité de temps est cependant très faible par rapport aux besoins de la production biologique. La majorité du phosphore en milieu naturel est donc du phosphore recyclé et régénéré qui peut être assimilé une fois que le phosphore organique est brisé en phosphate. Le phytoplancton des océans absorbera la majorité des orthophosphates et une faible proportion de phosphore organique dissous (Harvey, 1966) tandis que le reste trouvera son chemin vers l'océan où il finira par être enfoui profondément dans les sédiments et deviendra inutilisable (De Angelis, 1992). Dans l'eau de mer, le pH est presque toujours de 8,0 quel que soit l'endroit (Vast, 1991) et 1% des orthophosphates se retrouvent sous forme de H_2PO_4^- , 87% sous forme de HPO_4^{2-} et 12% sous forme de PO_4^{3-} (Spotte, 1991).

Dans un aquarium marin, le phosphore est introduit artificiellement principalement via la nourriture donnée aux poissons. Puisque les organismes sont nourris avec des poissons qui contiennent une proportion de phosphore inférieure à la moulée pour poissons que l'on trouve généralement sur le marché (Enell, 1995) et que les poissons sont maintenus à la diète (Parent et Morin, 2000), il serait impossible de réduire la

quantité de phosphore entrant le SLM sans au préalable réduire le nombre de poissons de l'exposition. La seule façon de réduire l'accumulation de phosphore dans l'eau, une fois le contenu dans la nourriture abaissé à son plus bas, est d'améliorer la chaîne de traitement (Jacobsen et Borresen, 1995).

Dans un aquarium marin, le phosphore peut se retrouver sous forme de phosphore réactif dissous (PRD) (catégorie qui englobe le phosphore inorganique dissous (PID)), de phosphore organique dissous (POD) et de phosphore organique particulaire (POP) (Spotte, 1991). Suite à l'ingestion de nourriture, les poissons excrètent du POP ainsi que du PID. Une partie du POP est minéralisée en PID et le reste coule au fond du bassin et reste emprisonné dans les sédiments. Les algues excrètent du PID et du POD tout en réutilisant une partie de ces éléments. Le reste du POD est minéralisé. Au Biodôme, le phosphore total et le PRD ont été mesurés régulièrement depuis 1992 et seule une faible mais constante différence entre les deux formes de phosphore a pu être observée. On postule donc qu'il n'y a pas d'accumulation de POD et de POP dans le SLM et que le phosphore accumulé se retrouve seulement sous la forme de PRD. L'absence de POP et de POD s'explique par la minéralisation et par l'efficacité des filtres et du système de nettoyage (voir l'article de l'annexe 1). Puisque la forme PRD dans un aquarium marin est constituée presque exclusivement d'orthophosphates (Spotte, 1991), les termes phosphore inorganique dissous (PID) et orthophosphates seront dorénavant considérés comme ayant la même signification dans ce mémoire. Pour les raisons mentionnées plus haut, l'emploi du terme phosphore total en association avec les eaux du Biodôme signifiera aussi le terme orthophosphate. Le PID, quant à lui, s'accumulent dans l'eau jusqu'à saturation et l'excès précipite au fond du bassin en se combinant avec du calcium ou du magnésium (De Graaf, 1975). Ce phénomène de précipitation n'a toutefois jamais été observé ou vérifié au Biodôme. Les algues peuvent jouer un rôle dans l'assimilation du PID. Cependant, le système de filtration est très efficace pour enrayer l'accumulation d'algues et leur rôle d'assimilation n'est pas considéré comme important.

Un bilan de masse complet du phosphore pour l'écosystème du SLM a été préparé pour l'année 1998 afin de connaître les principaux intrants, extrants et pools du SLM. En 1998, 40,7 kg de phosphore sont entrés dans le SLM principalement via la nourriture (98,6% des intrants) alors que 34,5 kg P sortaient du système, principalement grâce à la filtration et au nettoyage (51,2% des intrants) et aux pertes en eaux (22,3% des intrants). Les 6,2 kg restants se sont accumulés dans le système sous forme de biomasse (5,1% des intrants) ou de PID (10,3% des intrants). Le lecteur désireux d'en connaître davantage est invité à consulter l'annexe 1 qui présente sous forme d'article ce bilan de masse.

La figure 2.1 présente la concentration moyenne mensuelle des nitrates et du phosphore total depuis l'ouverture, en avril 1992, jusqu'en juin 2000. L'évolution des nitrates est présentée puisque les sections suivantes feront un parallèle entre les deux nutriments.

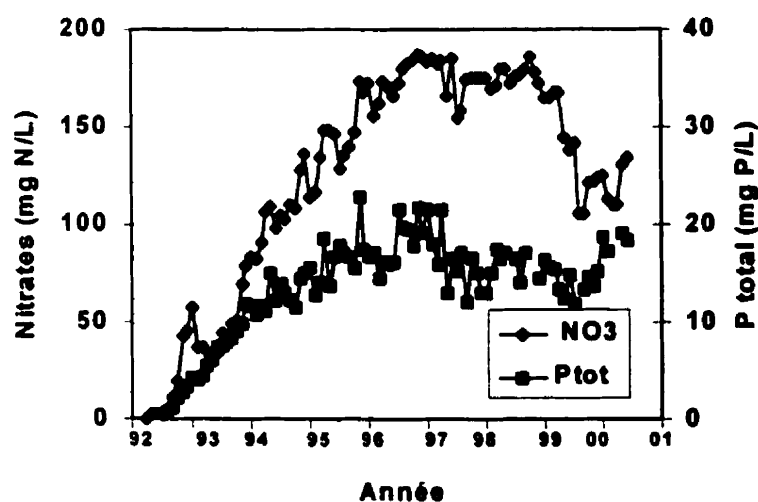


Figure 2.1: Évolution des nitrates et du phosphore total dans le SLM (avril 1992 à juin 2000)

Actuellement, la concentration de phosphore dans la SLM oscille entre 18 et 19 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. La figure 2.1 montre que l'accumulation de phosphore dans le système se fait lentement et tend à stabiliser. Cette tendance dans les aquariums marins a été rapportée par Spotte (1979a) au Mystic Marinelife Aquarium où la concentration excède rarement 3 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ avec un changement d'eau bihebdomadaire correspondant à 10% du volume total. Au Biodôme, cette stabilisation peut être reliée en partie à un changement d'eau annuel équivalant à 9% du volume total du SLM entre 1992 et 1995 et à 16% depuis 1996.

Rappelons que puisque l'ammoniaque et les nitrites ne sont pas détectables dans le SLM et que l'azote organique ne s'y accumule pas (Parent et Morin, 2000), la concentration de nitrates peut être considérée comme étant celle de l'azote total. En ce qui concerne le phosphore, la concentration de phosphore total apparaît sur la figure 2.1 puisque ces données sont disponibles depuis l'ouverture du Biodôme. Les valeurs de phosphore total peuvent toutefois être associées à celles des orthophosphates pour les raisons mentionnées plus haut.

2.5 Toxicité du phosphore sur les organismes marins

Le phosphore n'est pas toxique pour la collection vivante. Epifanio et Srna (1975) n'ont pas noté d'effets néfastes des orthophosphates sur la moule (*Mercenaria mercenaria*) et l'huître (*Crassostrea virginica*). Le phosphore accumulé dans le SLM est presque exclusivement du phosphore inorganique dissous se retrouvant sous forme d'orthophosphates. La concentration actuelle dans le SLM est d'environ 18 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Lorsque présent en grandes concentrations, le phosphore devient non limitant pour la croissance de la biomasse, ce qui peut entraîner l'eutrophication du milieu (Abeyasinghe et al., 1996). Il y a alors développement rapide des cyanobactéries (sortes d'algues bleu-vert pouvant libérer des toxines). En plus des toxines pouvant être

potentiellement produites par ces algues, une réduction de l'oxygène peut être observée dans des milieux peu aérés, ce qui nuit à la respiration des animaux aquatiques.

2.6 Rapport $N_T:P_T$ et surcroissance d'algues « algal bloom »

Le phosphore et l'azote se retrouvent dans la nature selon un rapport assez constant. Pour connaître le rapport dans l'océan, la composition d'azote et de phosphore du phytoplancton, qui est à la base de la chaîne alimentaire, peut servir d'indice. De Angelis (1992) rapporte que le rapport atomique des nutriments le plus fréquemment observé dans le plancton des océans est 106 C: 16 N: 1 P. Ce rapport est connu sous le rapport de Redfield. Par poids, le rapport de Redfield est le suivant: 42 C: 7 N: 1 P. Toutefois, en se basant sur le phytoplancton, on ne peut conclure à un rapport fixe azote:phosphore. Ce rapport varie selon la concentration de chacun des éléments dans le milieu (Harvey, 1966). D'autres expériences avec des cultures mixtes indiquent que le poids d'azote est utilisé est 9 fois plus élevé que celui du phosphore (Harvey, 1966) par poids. Ainsi, tant que le rapport $N_t:P_t$ en poids reste autour de 7 et plus (par poids) dans le SLM, il ne devrait pas y avoir de problèmes reliés à une surcroissance d'algues.

2.7 L'enlèvement des nitrates

Le Biodôme est soucieux de fournir un habitat de qualité à sa collection vivante. Ce souci ne doit pas seulement concerner la qualité des infrastructures et de la nourriture, mais aussi celle de la qualité de l'eau. Le Biodôme a donc décidé d'abaisser la concentration de nitrates dans l'eau du SLM à environ 20 mg NO_3-N/L .

2.8 De la dénitrification à la déphosphatation

L'intégration des quatre sections précédentes permet de saisir l'importance de la déphosphatation pour le Biodôme. En réduisant la concentration des nitrates sans toucher aux phosphates, le rapport $N_T:P_T$ diminue. Au début de la dénitrification en 1998, ce rapport était de 12, donc amplement supérieur au rapport d'équilibre de 7. Toutefois, à l'heure actuelle, la concentration des nitrates est d'environ 100 mg NO_3-N/L alors que celle des orthophosphates est d'environ 18 mg PO_4-P/L soit un rapport de 5,6. Comme l'objectif du Biodôme pour la dénitrification est d'atteindre 20 mg NO_3-N/L , le rapport $N_t:P_t$ (en considérant que les phosphates seront toujours à 18 mg PO_4-P/L) diminuera graduellement jusqu'à environ 1. Le phosphore ne sera donc plus limitant et les risques de voir une surcroissance d'algues n'est pas impossible. Des cas de surcroissance d'algues ont été observés en milieu naturel lorsque la concentration de nitrates diminuait sans que celle de phosphore ne soit affectée (Istvanovics et al., 1986; Riddolls, 1985; Panczakowa et Szyska, 1986). Autour d'un rapport $N_t:P_t$ de 3 (Panczakowa et Szyska, 1986), une surcroissance d'algues contenant les algues de type *Aphanizomenon flos-aquae* a été observée dans deux lacs polonais. On a observé que certaines marées d'algues contenant entre autres l'algue *A. flos-aquae* apportaient aussi des toxines (Ekman-Ekeboom et al., 1992; Skulberg et al., 1994; Sivonen et al., 1989) potentiellement nocives pour l'humain et le bétail. Cette algue, fixatrice d'azote atmosphérique (N_2), croît rapidement lors d'une carence d'azote minérale (nitrates) si le phosphore est disponible. Panczakowa et Szyska (1986), ont déterminé que lorsque le rapport $N_{minérale}:P_T$ était d'environ 3, la biomasse d' *Aphanizomenon flos-aquae* était alors à son maximum. Ainsi, il sera intéressant de surveiller si un tel phénomène se produira au Biodôme lorsque les nitrates atteindront une concentration de 45 mg/L, alors que les phosphates pourraient être encore à 15 mg/L (le rapport sera alors de 3). Par contre, une surcroissance d'algues ne survient pas seulement lorsque le rapport

$N_T:P_T$ atteint 3. Riddolls (1985) fait état de l'interaction compétitive de différentes algues en présence de différentes concentrations de nitrates et de différentes intensités lumineuses. Ainsi, *Aphanizomenon flos-aquae* serait l'espèce dominante en présence de peu de nitrates et à des valeurs d'intensité lumineuse inférieures à 40 W/m^2 . Or la luminosité directe mesurée dans l'écosystème du SLM au dessus de la Baie est de 7 W/m^2 alors que celle mesurée au dessus de la cuvette des marées oscille entre 20 et 30 W/m^2 .

La présence d'unités de traitement dans le SLM pourrait être suffisante pour enrayer une marée d'algues. Cependant, c'est au niveau des toxines relâchées dans le milieu qu'il pourrait y avoir problème. Certaines études ont évaluées la toxicité de marées d'algue. Ces marées, constituées de différentes sortes d'algues en diverses proportions dont *Aphanizomenon flos-aquae* étaient toxiques (généralement hépatotoxiques). Cependant, cette toxicité n'était pas nécessairement due à l'algue *Aphanizomenon flos-aquae* (Ekman-Ekeboom et al., 1992) mais aussi à d'autres algues comme *Nodularia spumigena* (Sivonen et al., 1989) et majoritairement des espèces avec le gène *Anabaena* (Skulberg et al., 1994).

2.9 Concentration visée de phosphore dans le SLM

La déphosphatation diminuera donc les risques de voir une surcroissance d'algues (toxiques ou non) et une eutrophisation du milieu se produire au Biodôme. Une concentration en orthophosphates de $2 \text{ mg PO}_4\text{-P/L}$ sera visée. De cette façon, le rapport $N_T:P_T$ sera de 10 après les traitements par dénitrification et de déphosphatation. Ce rapport (supérieur au rapport de Redfield de 7:1) représente une marge sécuritaire pour éviter une éventuelle marée d'algues toxiques dans le SLM. Les filtres du

Biodôme seraient probablement suffisants pour enrayer une marée d'algues, mais les toxines resteront en solution.

2.10 Méthodes de déphosphatation

Les sections suivantes présenteront les diverses méthodes de déphosphatation étudiées pour le présent mémoire. Ces méthodes sont : la déphosphatation biologique, la coagulation chimique avec sels d'aluminium et de fer, la coagulation avec la chaux, la coagulation avec le composé organique chitosane, ainsi que la précipitation/adsorption avec matériaux calcaire et scorie d'aciérie. Certaines de ces méthodes seront survolées rapidement tandis que celles les plus susceptibles d'être employées feront l'objet d'une revue plus détaillée. Ces sections viseront à présenter le principe général de chacune des méthodes. L'analyse théorique et documentaire présentée à la section 3.1 permettra d'approfondir la revue de littérature des méthodes.

La méthode d'enlèvement du phosphore par les algues (algal turf scrubber) n'est pas incluse dans ce mémoire, car elle a déjà été analysée lors du choix de la méthode de dénitrification et jugée incompatible pour les besoins du Biodôme (Parent et Morin, 2000). Le lecteur intéressé à en savoir plus sur cette méthode peut consulter l'ouvrage de Adey et Loveland (1991).

2.10.1 Déphosphatation biologique

La déphosphatation biologique est un procédé qui soumet des bactéries déphosphatantes à deux phases successives: une phase anaérobie et une phase aérobie. L'alternance de ces deux phases permet de maximiser l'enlèvement du phosphore en

favorisant une accumulation de phosphore supérieure au besoin du métabolisme de croissance de la biomasse déphosphatante.

Lors de la phase anaérobie, les acides gras volatils (AGV) présents (provenant d'un fermenteur ou par ajout) dans la solution que l'on veut déphosphater sont assimilés par la bactérie déphosphatante et stockés sous forme de poly-hydroxy-alkanoates ou PHA. La dégradation des polyphosphates présents dans le matériel cellulaire des bactéries déphosphatantes en phosphates inorganiques fournit une partie de l'énergie nécessaire pour la transformation des AGV en PHA. Le reste de l'énergie est fourni par le glycogène présent dans la cellule. Les phosphates inorganiques produits lors de la dégradation des polyphosphates sont alors expulsés hors de la cellule. Suite à ce relargage, la concentration de phosphore dans la solution augmente.

La phase aérobie permet ensuite d'abaisser la concentration de phosphore dans la solution à une valeur inférieure à la concentration initiale. En effet, les conditions favorables à la croissance reviennent avec l'aération. Le phosphore est ainsi réassimilé par la bactérie pour ses besoins de croissance. L'énergie pour retransformer le phosphore en polyphosphates provient en partie des réserves de PHA. La bactérie ayant accumulé une quantité importante de PHA lors de la phase anaérobie, il en résulte une surconsommation de phosphore, d'où une concentration de phosphore en solution inférieure à celle précédant le cycle anaérobie/aérobie.

Différents modèles métaboliques ont été développés pour expliquer de façon poussée ce qui se passe réellement lors de ce phénomène. Comeau (1990a) et Smolders et al. (1994a, 1994b, 1995) peuvent être consultés pour en savoir plus sur le métabolisme des micro-organismes déphosphatants.

La présence de nitrates doit faire l'objet d'une attention particulière afin d'assurer le bon fonctionnement de cette méthode. En effet, deux types de bactéries

déphosphatantes doivent être distingués: les déphosphatantes dénitrifiantes et les déphosphatantes non-dénitrifiantes (Comeau, 1990a). Cette distinction prend son sens lorsqu'on considère la présence des nitrates dans la phase anaérobie du procédé de déphosphatation biologique. En effet, lorsque des nitrates se retrouvent dans la zone anaérobie, on parle plutôt d'une zone anoxie. Les déphosphatantes dénitrifiantes ont alors un métabolisme aérobie puisque les nitrates remplacent l'oxygène comme accepteurs d'électrons à la chaîne de transport d'électron (Kuba et al., 1996, 1997a). Par contre, les déphosphatantes non-dénitrifiantes conservent un métabolisme anaérobie puisqu'elles sont incapables d'utiliser les nitrates comme accepteurs d'électron. Il s'ensuit que les dénitrifiantes consomment des phosphates en solution alors que les non-dénitrifiantes en relarguent. L'efficacité du système dépend alors de la quantité de chaque type de bactéries déphosphatantes présentes dans la solution.

Les bactéries dénitrifiantes non-déphosphatantes viennent s'ajouter aux déphosphatantes dénitrifiantes et aux déphosphatantes non-dénitrifiantes. Lorsqu'elles sont présentes dans la zone anaérobie et que des nitrates s'y trouvent, les dénitrifiantes non-déphosphatantes entrent en compétition directe avec les déphosphatantes pour la matière organique disponible (l'acétate). Le fait de consommer la matière organique sans pouvoir subséquemment accumuler les phosphates (comme le feraient les déphosphatantes dénitrifiantes lors de la phase aérobie), laisse moins de substrat aux déphosphatantes qui l'accumulent sous forme de PHA. En ayant moins de PHA, une moins grande quantité de phosphates en solution est assimilée par les déphosphatantes non-dénitrifiantes lors de la phase aérobie ou par les déphosphatantes dénitrifiantes lors d'une phase anoxie.

La présence de nitrates a donc un effet néfaste sur la déphosphatation puisqu'elle encourage la consommation par les dénitrifiantes du substrat disponible pour le stockage en PHA par les déphosphatantes. Lorsque les nitrates sont absents et que des bactéries dénitrifiantes non déphosphatantes sont présentes, les déphosphatantes ne

semblent pas souffrir de la compétition si le seul substrat disponible est l'acétate (Cech et al., 1993).

2.10.2 Coagulation chimique avec sels d'aluminium et de fer

La coagulation est une étape dans le traitement des eaux potables et usées qui permet de se débarrasser des matières en suspension (MES) et des particules colloïdales qui ne peuvent décanter par elles-mêmes. L'ajout de coagulant permet aussi de réduire la concentration en phosphore par précipitation. Les principaux coagulants employés sont le sulfate d'aluminium ((Al₂(SO₄)₃•(14 à 18) H₂O) ou alun) et les sels de fer (sulfates ferrique ou chlorure ferrique). Les principales réactions pour l'enlèvement des phosphates avec ces deux produits sont représentées par les équations suivantes :

Pour l'alun :



Pour le fer :

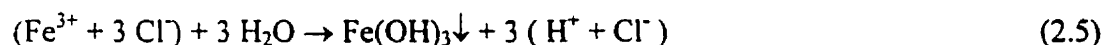


En observant la stoechiométrie de ces équations, on s'aperçoit qu'une mole d'aluminium ou de fer est nécessaire pour enlever une mole de phosphore. Il en va autrement dans la pratique, car ces réactions sont grandement affectées par les différentes constantes d'équilibres (elles-mêmes contrôlées par la température de l'eau), l'alcalinité, le pH ainsi que les éléments traces et les ligands présents dans la solution. De plus, le degré d'hydrolyse du coagulant ainsi que la concentration ajoutée affecte l'enlèvement des phosphates (Metcalf and Eddy, 1991; Ratnaweera et al., 1992;

Diamadopoulos et Benedek, 1984; Boisvert et al., 1997; Jiang et Graham, 1998; Omoike et vanloon, 1999; Tardat-Henry, 1989).

Les facteurs énumérés au paragraphe précédent montrent que les équations 2.3 et 2.4 sont simplistes. En fait, lorsque le coagulant est ajouté à la solution à traiter, des réactions d'hydrolyses se produisent, conduisant à la précipitation d'un complexe $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

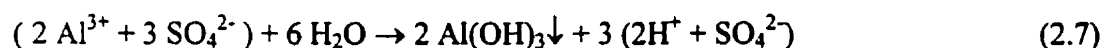
avec le FeCl_3 :



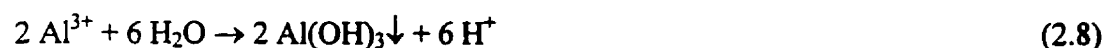
ou, lorsque les Cl^- sont éliminés



avec alun



ou, lorsque les SO_4^{2-} sont éliminés:



La formation de complexes d'hydrolyse $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ est très rapide (Tardat-Henry, 1989). L'enlèvement des ions phosphates (PO_4^{3-}) a lieu lors de la formation de ces complexes ou suite à leur formation, selon le mécanisme choisi. Deux mécanismes sont proposés pour décrire l'interaction entre l'aluminium, ou le fer, et les phosphates (Jiang et Graham, 1998; Boisvert et al., 1997):

- 1- formation d'un complexe Al/Fe-hydroxo-phosphate ($\text{Me}(\text{OH})_{3-x}(\text{PO}_4)_x$)
- 2- adsorption de l'ion phosphate sur un complexe d'hydrolyse Al/Fe. Les principaux complexes d'hydrolyse sont $\text{Al}(\text{OH})_3$ et $\text{Fe}(\text{OH})_3$

Un modèle empirique généralement accepté propose d'ajouter 1,4 moles- Al^{3+} /mole de P pour enlever 75 % du phosphore et 2,3 moles- Al^{3+} /mole de P pour enlever 95% du phosphore pour une eau usée (Metcalf and Eddy, 1991). Toutefois, ce modèle est basé sur une eau usée artificielle et d'autres réactions de compétition font varier cette formule empirique (matière organique, particules colloïdales, ions...) (Jiang et Graham, 1998). De plus, l'interaction Al- PO_4 dépend de la densité de charge de l'aluminium. Ainsi, les coagulants ayant un rapport $r_{\text{OH/Al}}$ faible (plus d'aluminium) seront plus efficaces pour l'enlèvement des phosphates (Boisvert et al., 1997). Ce rapport $r_{\text{OH/Al}}$ peut être exprimé par la basicité du coagulant. Plus la basicité est élevée (donc plus d'ions OH^-), moins le coagulant sera efficace pour enlever les phosphates. On peut aussi exprimer ce concept par le degré d'hydrolyse du coagulant. Certains coagulants, comme le PASS (poly-aluminium-silico-sulfate) sont préhydrolysés, c'est-à-dire que des ions hydroxides (OH^-) sont ajoutés lors de la préparation du coagulant, augmentant le ratio $r_{\text{OH/Al}}$ ou la basicité. Ainsi, lors de l'ajout d'un coagulant de basicité élevée dans l'eau à traiter, il y aura moins de complexes d'hydrolyse ($\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$) formés entre le coagulant et l'eau et l'enlèvement des phosphates en sera affecté. D'un autre côté, ces coagulants sont intéressants pour traiter des eaux peu alcalines, car la présence d'ions OH^- dans le coagulant prévient une trop grande consommation des ions OH^- dans l'eau qui sont en concentration moindre dans une eau peu alcaline (Jolicoeur et Haase, 1989).

Lorsqu'on ajoute de l'alun à l'eau, une partie de l'alcalinité est consommée. En théorie, chaque mg/L d'alun ajouté consomme environ 0,5 mg/L (CaCO_3) d'alcalinité. Ainsi, si l'alcalinité de l'eau à traiter est insuffisante, tout traitement deviendra imprévisible et

impossible en raison des changements soudains des caractéristiques chimiques de l'eau. L'alcalinité est généralement représentée par la formule suivante:

$$\text{alcalinité} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (2.9)$$

Comme on peut le voir aux réactions 2.6 et 2.8, l'ajout d'un sel de fer ou d'aluminium fait précipiter les ions hydroxydes (OH^-) tout en ajoutant des ions hydrogènes (H^+) dans la solution. L'alcalinité est donc diminuée, tout comme le pH en raison de l'ajout d'ions H^+ . Il est peut parfois arriver dans les stations de traitements des eaux employant la coagulation chimique que de la chaux hydratée soit ajoutée avec le coagulant afin de maintenir une alcalinité suffisante pour que le procédé soit stable (Metcalf and Eddy, 1991)

2.10.3 Coagulation avec la chaux

La chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) est un autre produit utilisé pour l'enlèvement des phosphates qui se fait en 2 étapes. Premièrement, la chaux réagit avec l'alcalinité bicarbonate (CO_3^{2-}) et forme un précipité CaCO_3 . Il y a alors augmentation du pH (équ. 2.10).



Une fois à un pH de 10, le calcium excédentaire réagit avec les phosphates pour précipiter sous forme d'hydroxyapatite, selon la réaction suivante:



Un pH de 9,5 ou moins ne permet pas l'enlèvement de plus de 50% du phosphore total (Narasiah et al, 1994). Ainsi, il est primordial d'avoir un pH d'au moins 10. Ces

auteurs ajoutent que le pH à 11 et 11,5 assure un enlèvement complet du phosphore sous ses formes diverses.

2.10.4 Coagulation organique avec le chitosane

Ce produit provient de la carapace des crabes et crevettes. Les carapaces sont bouillies pendant 1 heure dans une solution aqueuse d'hydroxyde de sodium pour être ensuite décalcifiées dans une solution aqueuse de HCl, déprotéinées dans une solution de NaOH et décolorée. À cette étape, on obtient de la chitine. Par la suite, la chitine subit une déacétylation dans une solution de NaOH concentrée et on obtient le chitosane (Han, non daté).

Ce produit est un polymère naturel que l'on ajoute à l'eau que l'on veut traiter. Il emprisonne les métaux lourds, les phosphates et les graisses. Il n'élimine pas les chlorures et ne s'attaque pas aux ions des groupes inséparables. C'est la longueur du polymère qui détermine ce que le chitosane emprisonnera. Le floc produit ne précipite pas, mais flotte à la surface. Le produit ne colmate pas les filtres à sable, mais participe plutôt à l'amélioration de la filtration. Il agit comme une couche filtrante supplémentaire.

Ce produit est aussi vendu sous le nom Chemquad pour le traitement des piscines. Il est aussi employé pour le traitement des eaux de papeteries. Ganjidoust et al. (1997) note un enlèvement de 90 % de la couleur et 70% du carbone organique total (COT) d'une eau usée de pâtes et papiers.

Il ne semble pas y avoir de références bibliographiques concernant l'enlèvement du phosphore avec le chitosane. Cependant, il semblerait que ce coagulant naturel permette de flocculer les matières en suspension. Ainsi, le phosphore particulaire

pourrait être enlevé, mais il est fort peu probable que le phosphore dissous pourra l'être puisque ce coagulant naturel n'a pas la charge ionique pour déstabiliser les particules colloïdales qui, en se groupant, pourrait adsorber le PID.

2.10.5 Précipitation-adsorption sur des matériaux calcaires et de la scorie d'aciérie

2.10.5.1 Matériaux calcaires

La précipitation des phosphates avec le carbonate de calcium (CaCO_3 ou calcite) est chose commune en milieu naturel mais, le mécanisme n'est pas encore très bien connu (House, 1999). House et Denison (1998) et Kleiner (1988) notent des évidences de la co-précipitation du phosphore avec la calcite présent dans les sédiments. De la même façon, la précipitation ou adsorption sur substrat ferrugineux ou alumineux permet l'enlèvement du phosphore (Blowes et al., 1997). La technique du marais artificiel (constructed wetland) est fréquemment employée en Europe et aux États-Unis (Consultants RSA, 1993) en raison des faibles coûts d'opérations et de maintenance (Vymazal, 1995). Elle consiste à circuler l'effluent à traiter à travers un milieu filtrant d'où il ressort diminué de sa charge en azote, matière organique et phosphore. Des roseaux (généralement de la phragmite; *Phragmites australis*) plantés dans le marais améliorent l'enlèvement des nutriments.

Différentes façons d'immobiliser le phosphore dans un marais artificiel sont rapportées par Drizo (1998): adsorption du phosphore par le milieu filtrant, précipitation chimique, action bactérienne, consommation par les plantes et les algues et l'incorporation dans la matière organique. L'adsorption par le milieu filtrant jouerait le plus grand rôle. Il est donc essentiel de choisir un milieu filtrant ayant un maximum d'affinité avec le phosphore. Un des matériaux proposés par Drizo et al. (1997) comme étant prometteur est le shale avec une capacité d'adsorption de 0,7 g P/kg de Shale.

D'autres matériaux synthétiques appelé Light Weight aggregate (LWA) pourraient absorbés jusqu'à 1,39 g P/kg (Zhu et al., 1997). Par contre, les LWA ne sont disponibles qu'en Norvège. Même si l'adsorption semble jouer le plus grand rôle, des mesures au rayon X montrent qu'il peut y avoir une précipitation substantielle qui favorise l'enlèvement du phosphore (Drizo et al., 1999).

Des essais effectués par Drizo et al. (1997) démontrent que les plantes n'améliorent pas l'enlèvement du phosphore, alors que l'enlèvement de l'ammoniaque semble amélioré en présence de plantes. Ainsi, l'ajout de plantes dans un cas comme le Biodôme ne semble pas nécessaire. On parlera alors de lit filtrant plutôt que de marais artificiel.

2.10.5.2 Scorie d'aciérie

La scorie d'aciérie ou mâchefer (SLAG en anglais) est le sous-produit non métallique lors de la production de fer et d'acier. Il existe principalement trois types de scories selon le procédé employé pour la production d'acier et de métal: la scorie BF (Blast Furnace iron slag) produite avec le fer, la scorie BOF (Basic Oxygen Furnace steel slag) et la scorie EAF (Electric Arc Furnace steel slag), toutes deux produites avec l'acier (Proctor et al., 2000). Un autre type de procédé, le EAF modifié permet aussi de produire de la scorie. Ce procédé combine de 75 à 80% de minerai avec de la ferraille dans les fours à arc électrique pour produire l'acier. Seule la compagnie Hispatt-Dosco de Contrecoeur utilise ce procédé en Amérique du Nord (Piché, 2000). Les divers résidus qui ne fondent pas lors de la fusion sont récupérés et refroidis. C'est ce qu'on appelle la scorie. Une fois refroidie, la scorie subit une séparation magnétique. L'acier récupéré est retourné aux fours et la scorie est tamisée et concassée pour obtenir des granulométries définies.

2.10.5.2.1 Utilisation de la scorie

La scorie est principalement employée comme agrégat d'infrastructure, agrégat bitumineux, matériau de remblai dans les dépotoirs, ballast de chemin de fer, antidérapant et, en agriculture, pour la reminéralisation, le conditionnement, la fertilisation et pour le réajustement du pH des sols (Proctor et al., 2000). En Virginie, on l'utilise comme support bactérien pour la nitrification dans une pisciculture de truite opérant en circuit fermé (National Slag Association, 1999). D'autres études ont lieu afin d'utiliser la scorie pour l'enlèvement du phosphore des eaux domestiques (Baker et al., 1998).

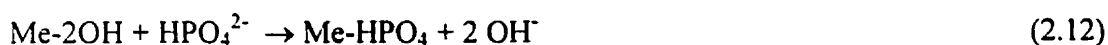
2.10.5.2.2 Composition de la scorie

Lors de la fusion, divers produits, dont principalement la chaux, sont ajoutés afin de maintenir un pH élevé dans les fours et du même coup assurer la stabilité du procédé. Ces produits se retrouvent généralement dans la scorie à la fin du procédé. Outre la chaux (CaO), on peut y retrouver de la silice (SiO_2), de l'oxyde de fer (FeO et Fe_2O_3), de l'hydroxide de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), de l'alumine (Al_2O_3) et d'autres éléments présents dans la croûte terrestre (Mn, Mg, S, P, Ca, C et éléments traces) (Proctor et al., 2000; Blowes et al., 1997; Piché, 2000).

2.10.5.2.3 Mécanisme d'enlèvement du phosphore avec la scorie

Blowes et al. (1997) résument les trois principaux mécanismes d'enlèvement du phosphore susceptibles de se produire avec la scorie.

le premier mécanisme a lieu par adsorption de l'ion phosphate (PO_4^{3-}) sur la surface de l'oxyde de métal (calcium, magnésium, aluminium, fer, manganèse et titane). Généralement les hydroxydes de fer et d'aluminium sont les principaux métaux adsorbant l'ion phosphate. Cette réaction peut avoir lieu à différents pH. La réaction principale pour ce type de mécanisme est la suivante :

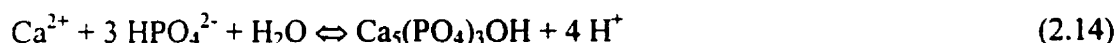


Le deuxième mécanisme est la précipitation du phosphate de métal sur la surface de l'oxyde de métal se retrouvant sur la scorie. Ces deux derniers éléments agissent ainsi comme noyaux de la précipitation. La réaction suivante décrit le mécanisme :



Le troisième mécanisme est la précipitation du phosphate de calcium. À partir du pH 6,5 on peut retrouver cette forme en solution. Plus le pH augmente, plus cette forme devient insoluble et elle précipite presque entièrement au-dessus d'un pH de 8. La scorie joue donc ici un rôle de pourvoyeur d'ions calcium et permet de faire augmenter le pH pour favoriser la précipitation. La formation de phosphate de calcium est un phénomène courant en présence d'un pH élevé et d'une source de calcium en excès (Angel, 1999). Généralement, la forme la plus stable de phosphate de calcium à des températures et pressions normales est l'hydroxyapatite de calcium (HAP) ou $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ (House, 1999). Cette phase ne se produit cependant pas du premier coup et certaines formes intermédiaires de phosphates de calcium peuvent apparaître avant de constituer du HAP. Puisque différentes formes de phosphates de calcium peuvent engendrer une précipitation, il est assez difficile de connaître exactement la nature d'un précipité. La précipitation de HAP serait liée à une supersaturation en phosphate de calcium (ce composé agit alors comme noyau pour la formation de HAP),

un pH préféablement supérieur à 9, et à un temps de contact suffisamment long (Johansson et Gustafsson, 2000). Ces auteurs ajoutent que la formation d'hydroxyapatite est le mécanisme prédominant de l'enlèvement du phosphore lorsque la scorie est employée. L'équation 2.14 présente la formation de HAP à partir de l'hydrogène de phosphate et le calcium (Johansson, 1999) :



Les trois mécanismes mentionnés plus haut permettent d'enlever le phosphore sous forme d'orthophosphates. Toutefois la couche d'oxyde de métal présente sur la scorie permet en plus de transformer le phosphore organique en orthophosphate en agissant comme catalyseur à ce phénomène naturel d'hydrolyse généralement très long (Blowes et al, 1997).

2.10.5.2.4 Paramètres influençant l'enlèvement du phosphore

Yamada et al., (1986) ont étudié l'effet de divers paramètres dont la température et le pH sur l'adsorption du phosphore par la scorie. Les meilleurs résultats d'adsorption du phosphore ont eu lieu lorsque le pH de la solution témoin était entre 7 et 8. La dissolution du phosphore présent sur la scorie était, quant à elle, au minimum autour d'un pH oscillant entre 7 et 9. En ce qui concerne la température, l'adsorption augmente continuellement entre 5 et 22 °C et très peu par la suite.

Le choix de la granulométrie du milieu filtrant employé est aussi important. Une faible granulométrie offre une grande surface spécifique et un bon temps de contact avec le milieu filtrant, ce qui favorise l'enlèvement du phosphore. Toutefois, la conductivité hydraulique du milieu devra être suffisante pour éviter qu'il y ait colmatage. À

l'opposé, une granulométrie trop grande favorise la conductivité hydraulique, mais l'enlèvement du phosphore est atténué (Drizo et al., 1999; Johansson, 1997).

2.10.5.2.5 Enlèvement du phosphore

La scorie d'aciérie pourrait être un milieu filtrant potentiellement intéressant pour des applications nécessitant l'enlèvement du phosphore en priorité. Certains auteurs ont déterminé la capacité maximale d'adsorption du phosphore en laboratoire en utilisant les isothermes de Langmuir ou Freundlich (Sakadevan et Bavor, 1998; Mann et Bavor, 1993). Lors des essais de Mann et Bavor (1993), des capacités d'adsorption du phosphore de 0,16 g P/kg scorie (granulométrie de 0,75-4,5 mm) et de 0,42 g P/kg scorie (granulométrie 9,5-19 mm) ont été mesurées. Les coefficients de corrélation de chacun des substrats avec les isothermes de Langmuir et Freundlich variaient entre 0,071 et 0,997 selon les granulométries et isothermes étudiés. D'un autre côté, Sakadevan et Bavor (1998) ont calculé une capacité maximale d'adsorption du phosphore de 44,2 g P/kg de scorie de granulométrie inconnue en utilisant l'isotherme de Langmuir. Les résultats varient donc beaucoup d'une étude à l'autre et semblent dépendre du type d'eau mis en contact avec la scorie et de la scorie elle-même.

Peu d'auteurs ont quantifié la capacité d'enlèvement du phosphore par la scorie lors d'essais en colonne. Baker et al., (1998) ont testé en colonne un mélange composé (en poids) de 50% de sable, 45% de pierre à chaux broyée et 5% de scorie de type BOF. Durant 4 ans, ils ont alimenté cette colonne avec un affluent contenant 3,3 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ et obtenu une moyenne d'enlèvement de 90% tout au long de l'expérience avec un temps de résidence moyen de 0,9 jours. Aucune mention n'est faite de la quantité de phosphore enlevée/ kg scorie.

CHAPITRE 3

ANALYSE THÉORIQUE, ESSAIS DE LABORATOIRES ET ESSAIS PILOTES

La revue de littérature présentée au chapitre 2 a permis de survoler différentes méthodes d'enlèvement du phosphore et de comprendre les divers mécanismes de réduction de la concentration de phosphore s'y rattachant. La première section du présent chapitre présentera une analyse théorique et documentaire de chacune de ces méthodes en fonction des besoins et contraintes imposés par le Biodôme. Les méthodes retenues suite à cette analyse théorique et documentaire feront l'objet d'essais en laboratoire à la section 3.2 et, si les résultats sont concluants, d'essais pilotes dont les résultats seront présentés à la section 3.3. Afin d'alléger le texte, les protocoles expérimentaux sont présentés à l'annexe 3.

3.1 Analyse Théorique et Documentaire

3.1.1 Critères pour le choix d'une méthode

Les critères de sélection pour le choix d'une méthode sont, par ordre de priorité:

- 1) la faisabilité technique;
- 2) l'effet de la méthode sur la collection vivante;
- 3) les coûts d'immobilisation (tant au niveau de l'équipement nécessaire qu'au niveau du temps requis des opérateurs);
- 4) les coûts d'opération (achats de produits, entretien, formation du personnel).

En raison des difficultés liées à l'adaptation de certaines méthodes (conçues pour les eaux usées domestiques) à un aquarium marin, il est difficile de quantifier les coûts

reliés aux différentes méthodes sans, au préalable, en vérifier la faisabilité technique. De plus, certaines méthodes très efficaces pourraient être assez risquées pour la collection vivante. Pour ces raisons, les méthodes présentées dans les sections suivantes ne comprennent pas toujours l'ensemble des coûts.

3.1.2 Bilan de phosphore sur le SLM pour l'année 1998

Avant d'analyser chacune des méthodes, un bilan de masse du phosphore se devait d'être fait afin de connaître la distribution du phosphore présent au SLM, de pouvoir évaluer les méthodes d'enlèvement du phosphore et de prévoir une conception appropriée d'une unité de déphosphatation. Le tableau 3.1 représente le bilan brut et le bilan corrigé du SLM pour l'année 1998.

Tableau 3.1: Bilan de phosphore du SLM pour l'année 1998

	brut Kg P	CV	corrigé Kg P	% du total	% du sous total
ENTRÉE					
Nourriture donnée	30,7	15,1%	30,9	75,9%	
guano rejeté	7,9	13,6%	8,0	19,6%	
invertébrés ajoutés	0,3	28,5%	0,3	0,8%	
poissons ajoutés	1,4	28,5%	1,4	3,4%	
P ajouté avec eau	0,1	14,2%	0,1	0,2%	
total	40,4	12,9%	40,6	100%	
SORTIE					
	Kg P		Kg P		
Poissons enlevés	4,6	26,6%	4,6	11,3%	13,3%
Backwash	19,3	24,0%	19,1	47,1%	55,6%
Nettoyage	1,7	17,9%	1,7	4,1%	4,8%
Perte d'eau	9,1	14,2%	9,1	22,3%	26,3%
sous-total	34,7	14,3%	34,4	85%	100%
ACCUMULATION					
	Kg P		Kg P		
Phosphore dissous inorganique	4,2	14,2%	4,2	10,3%	67,1%
croissance poissons	0,9	40,4%	0,9	2,3%	14,8%
croissance des invertébrés	1,1	100,0%	1,1	2,8%	18,1%
sous-total	6,3	21,3%	6,2	15%	100%
total	40,9	12,5%	40,6	100%	
erreur	-0,5				

Le tableau 3.1 montre que l'entrée de phosphore en 1998 correspondait à 40,6 kg. 34,4 kg de P sont sortis du SLM de diverses façons, ce qui laisse une accumulation de 6,2 kg P. Par contre, pour concevoir une unité de traitement, il faut soustraire le phosphore accumulé par la collection vivante, ce qui donne une quantité de 4,2 kg de P à enlever annuellement. Cependant, l'importance des pertes en eau (tableau 3.1) diminuera à mesure que la concentration en orthophosphates diminuera dans le SLM.

Ainsi, afin de concevoir une unité de traitement au Biodôme, il est important de visualiser trois types d'enlèvements du phosphore qui devront être pris en compte lors d'une conception éventuelle:

- l'enlèvement avec les pertes d'eau;
- l'enlèvement de l'accumulation annuelle;
- l'enlèvement de l'accumulation depuis 1992.

L'enlèvement avec les pertes d'eau est, en soi, une méthode de déphosphatation propre au Biodôme. Puisque son efficacité diminuera à mesure que diminuera la concentration d'orthophosphates dans le SLM, l'unité de traitement installée devra être en mesure d'absorber le phosphore qui était évacué par les pertes d'eau et qui viendra s'ajouter à l'accumulation annuelle de base de 4,2 kg. Ce supplément augmentera à chaque année jusqu'à ce que l'accumulation depuis 1992 soit éliminée (selon le scénario envisagé). Une fois l'accumulation depuis 1992 éliminée (42,9 kg de P ou 3 250 000 L passant d'une concentration de 15,2 à 2 mg P/L), la concentration de 2 mg P/L dans le bassin sera atteinte et les pertes en eau enlèveront une quantité fixe de phosphore chaque année (2 kg). Le système n'aura alors plus qu'à enlever une accumulation constante de 11,3 kg/an. L'enlèvement de l'accumulation de phosphore depuis 1992 peut être réparti sur une ou plusieurs années selon le scénario envisagé. Plus cet enlèvement sera étalé, moins l'unité de traitement aura à traiter de grandes variations de charges de phosphore d'une année à l'autre et plus son fonctionnement sera optimisé.

La figure 3.1 représente l'évolution de la concentration selon le scénario d'enlèvement de l'accumulation de 42,9 kg tandis que la figure 3.2 représente la charge enlevé par le système selon le scénario envisagé.

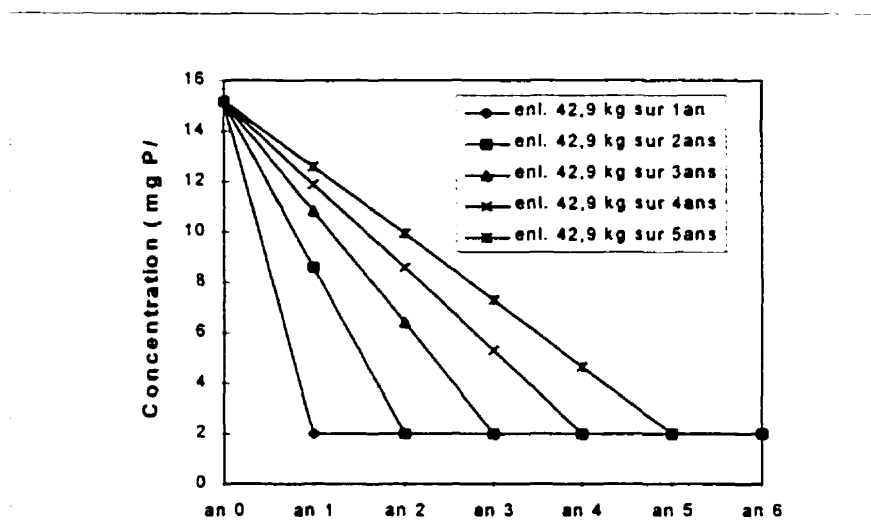


Figure 3.1: Évolution de la concentration de P total dans le SLM selon le scénario d'enlèvement de l'accumulation de P depuis 1992

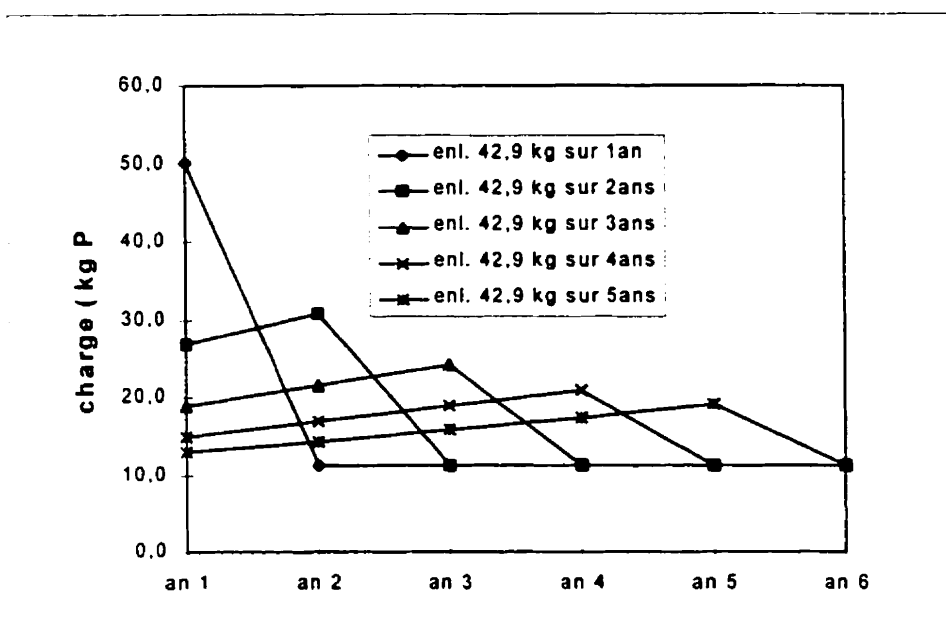


Figure 3.2: Charge de P enlevée annuellement selon les divers scénarios d'enlèvement de la charge accumulée depuis 1992

Pour atteindre une concentration permanente de 2 mg P/L, il faut d'abord enlever l'accumulation depuis l'ouverture du Biodôme en 1992. Par conséquent, en supposant que l'on veuille atteindre cette concentration après une année de traitement, il faudrait prévoir un système ayant la capacité de traiter l'accumulation depuis 1992 (42,9 kg) plus l'accumulation annuelle qui aura lieu pendant l'année de traitement (13,3 kg). L'unité de déphosphatation devra enlever 50,2 kg de P à la fin de la première année de traitement (les pertes en eaux s'occuperont d'enlever 6 kg P lors de cette année). Pour les années subséquentes, cette unité n'aura qu'à traiter 11,3 kg/an (les pertes d'eau ne participant plus qu'à un enlèvement de 2 kg à une concentration de 2 mg P/L) afin de rester au niveau désiré de 2 mg P/L de phosphore dans le SLM. Il y a en effet une grande disparité entre traiter 50,2 kg la première année et 11,3 kg les années subséquentes. Une telle séquence de traitement entraînera l'achat d'une unité de

déphosphatation suffisamment performante pour enlever 56,2 kg/an mais justement trop performante lorsque viendra le temps d'enlever seulement 11,3 kg/an. L'Annexe 5, section A5.1, présente un exemple de calcul pour la réduction de phosphore en 2 ans. Rappelons de plus que les détails entourant ce bilan de masses font l'objet de l'annexe 1.

3.1.3 Les méthodes de déphosphatation

Le tableau 3.2 résume les méthodes étudiées avec les avantages et désavantages de chacune. Les méthodes sont par la suite reprises en détail dans les sections suivantes.

Tableau 3.2: Comparaisons des techniques envisagées

TECHNIQUE	AVANTAGES	DÉSAVANTAGES	INCONNUS
Déphosphatation biologique avec un réacteur biologique séquentiel (RBS) Section 3.1.3.1	<ul style="list-style-type: none"> - pas d'effets sur la collection vivante - pas de variation de pH - contribue à la dénitrification - moins de risque de colmatage (traitement en cuvée) 	<ul style="list-style-type: none"> - possibilité de produire du H_2S si trop de méthanol - augmentation de la température - temps à investir pour comprendre le procédé - demande une attention plus soutenue - phosphore à l'égout 	<ul style="list-style-type: none"> - effet de la salinité - inoculation ? - durée réelle de chaque cycle - quantité réelle d'acétate à ajouter
Coagulation avec sels d'aluminium et sels de fer Section 3.1.3.2	<ul style="list-style-type: none"> - efficace lorsque employé à la dose optimale - plusieurs types de coagulants s'adaptant à diverses contraintes 	<ul style="list-style-type: none"> - risque d'avoir un résiduel d'aluminium $> 100 \mu g Al^{3+}/L$ (toxicité) - consommation d'alcalinité et baisse du pH - nécessité d'adapter la dose de coagulant en fonction de la concentration de P - métaux lourds et phosphore à l'égout 	<ul style="list-style-type: none"> - Le résiduel d'aluminium pouvant se retrouver dans les bassins - dose optimale - nécessité d'utiliser un polymère - le coagulant le mieux adapté pour le Biodôme

Tableau 3.2 (suite): Comparaisons des techniques envisagées

TECHNIQUE	AVANTAGES	DÉSAVANTAGES	INCONNUS
Coagulation avec de la chaux Section 3.1.3.3	<ul style="list-style-type: none"> - pas toxique - un système d'enlèvement du phosphore avec la chaux existe sur le marché - ce système a été conçu pour des agriculteurs n'ayant pas beaucoup de temps - possibilité de valoriser les boues produites 	<ul style="list-style-type: none"> - grande quantité de chaux - nécessite une augmentation du pH pour améliorer la précipitation - le pH devra être abaissé de nouveau avant de retourner l'eau au SLM - colmatage possible des conduits 	<ul style="list-style-type: none"> - Quelle efficacité peut-on avoir sans trop augmenter le pH?
Chitosane Section 3.1.3.4	<ul style="list-style-type: none"> - coagulant organique 	<ul style="list-style-type: none"> - aucune information sur l'enlèvement du phosphore avec le chitosan dans la bibliographie 	<ul style="list-style-type: none"> - dose nécessaire - comment l'utiliser au Biodôme - le mécanisme intervenant dans l'enlèvement des phosphates
adsorption/précipitation avec substrat calcaire et scorie Section 3.1.3.5	<ul style="list-style-type: none"> - peu d'entretien - écologique - valorisation du substrat possible - possibilité de fragmenter la superficie nécessaire - la superficie des gradins du Biodôme pourrait être employée 	<ul style="list-style-type: none"> - l'eau sortant du lit filtrant pourrait contenir des métaux lourds (scorie) - l'installation peut être longue si la superficie est trop fragmentée - il faudra changer le substrat une fois qu'il sera saturé 	<ul style="list-style-type: none"> - le substrat idéal - son adsorption - le temps de rétention nécessaire - la granulométrie nécessaire - potentiel de mise en solution de métaux lourds

3.1.3.1 Déphosphatation biologique dans un réacteur biologique séquentiel

3.1.3.1.1 Application au Biodôme

L'application au Biodôme de cette méthode de déphosphatation pourrait se faire en utilisant un réacteur biologique séquentiel (RBS). Le réacteur est essentiellement un réservoir fermé (un contenant en polyéthylène pourrait très bien servir) dans lequel est introduit un volume d'eau du SLM. Ce type de traitement opère en cuvée (batch) contrairement au dénitrificateur installé au Biodôme qui opère en continu. Le volume d'eau subit un cycle anaérobie (pas d'oxygène ni de nitrates), puis un cycle aérobie (présence d'oxygène). Diverses opérations pouvant être automatisées sont rattachées à chacun des cycles afin d'en optimiser la performance. Étant donné que la dénitrification n'est pas complète, la présence de nitrates dans l'eau impose une phase anoxie préalable à l'alternance des cycles anaérobies et aérobie.

Voici comment les différentes étapes du traitement pourraient être agencées. Premièrement, une valve permet l'entrée de l'eau dans le réacteur. Une flotte de haut niveau commande la fermeture de la valve. Cette eau qui contient des nitrates doit être dénitrifiée. Du méthanol est ajouté (environ 57 mg méthanol/L en utilisant l'équation 11-18 de Metcalf and Eddy (1991) avec 20 mg/L nitrates, 0 mg/L nitrites et 8 mg-O/L) et une sonde redox enregistre la réduction des nitrates. Éventuellement, la sonde signalera la disparition complète des nitrates. C'est le début de la phase anaérobie. Une minuterie est mise en marche et de l'acétate est ensuite ajouté au réacteur (au moins 20 mg HAC-DCO/ mg P (Lie et al., 1997; Abu-Ghararah et Sherrard, 1993)). Les micro-organismes présents dans l'eau assimilent l'acétate et relarguent des phosphates. Après environ 1 heure, la minuterie déclenche une série d'aérateurs qui fournissent l'oxygène nécessaire pour la phase aérobie. Les micro-organismes utilisent alors leurs réserves de PHA pour réassimiler les phosphates relargués en plus d'assimiler un supplément de phosphates provenant du SLM. Après une durée à déterminer expérimentalement, la minuterie arrête les aérateurs pour faire place à la phase de décantation (d'une durée à

déterminer expérimentalement). À la fin du cycle de décantation, la minuterie commande l'ouverture d'une valve située juste un peu plus haut que le voile de boue et le surnageant (l'eau déphosphatée) est évacuée. Une valve située plus bas est ensuite ouverte pour évacuer les boues gorgées de phosphore (les micro-organismes forment ce que l'on appelle la boue). Une nouvelle cuvée peut alors être mise en route.

3.1.3.1.2 Remplacement de la phase aérobie par une phase anoxie

Une phase anoxie pourrait remplacer la phase aérobie. En effet, dans la phase aérobie, de l'oxygène sert d'accepteur d'électrons pour l'assimilation des phosphates. On pourrait tout aussi bien ajouter des nitrates qui joueraient le même rôle. Il suffirait d'ajouter de l'eau de mer du SLM qui contient déjà des nitrates (une quantité d'eau permettant de fournir 4 à 5 mg de nitrates/ mg P éliminés est alors nécessaire). Les nitrates seraient alors consommés, ce qui contribuerait à la dénitrification du système, tout comme la première phase anoxie. Plusieurs études de Kubba mentionnent une telle possibilité (Kuba et al., 1993, 1994, 1996a, 1997a, 1997b, 1997c) ainsi que Bortone et al. (1996) et Kern-Jespersen (1994). Il serait intéressant, d'analyser cette possibilité de traitement.

3.1.3.1.3 Effets sur la collection vivante

Une telle technologie aurait peu d'effet sur la collection vivante. La seule étape à surveiller serait l'enlèvement des nitrates lors de la phase anoxie. En effet, si trop de méthanol est ajouté, les nitrates seront entièrement réduits et le méthanol en excès servira aux bactéries sulfato-réductrices qui transformeront les sulfates (SO_4^-) en H_2S .

Le pH ne varie pas lors d'un tel type de traitement mais la température de l'eau augmentera quelque peu en raison du temps de rétention et de l'utilisation de pompes.

3.1.3.1.4 Faisabilité technique

L'enlèvement du phosphore à l'aide d'un réacteur biologique séquentiel est une technique éprouvée. (Metcalf and Eddy 1991; Ketchum, 1997; Comeau, 1990b; Kuba

et al., 1993). Par contre, l'absence de MES et le pouvoir oxydant de l'ozone porte à croire que l'inoculation du RBS avec des bactéries déphosphatantes sera nécessaire.

L'effet de la salinité est à surveiller, car il pourrait diminuer l'efficacité d'enlèvement du phosphore. Reste cependant à voir à quel point une baisse d'efficacité cause problème pour le Biodôme puisque celui-ci n'est pas sujet à des normes concernant les rejets en raison de son fonctionnement en circuit fermé. L'étude effectuée par Abughararah et Sherrard (1993) sur le procédé A²/O aborde la déphosphatation biologique en eau salée. Les différentes salinités étudiées sont cependant très faibles, soit 0,2 g/L et 4 g/L. L'enlèvement du phosphore est très influencé par l'augmentation de salinité. L'efficacité passe en effet de 82 % lorsque la salinité est de 200 mg/L à 25 % pour une salinité de 4000 mg/L. Des efficacités d'enlèvement du phosphore de 15, 45 et 22% pour des temps de rétention hydraulique de 18, 24 et 36 heures ont été obtenues lors d'une étude sur des RBS à l'échelle laboratoire soumis à une salinité de 5000 mg/L (Intrasungkha et al., 1999). Selon ces auteurs, cette faible performance serait due à la disponibilité du carbone et à la grande quantité de nitrates présente dans la solution. Il y aurait donc eu compétition entre les déphosphatantes et les non-déphosphatantes.

La dénitrification sera améliorée puisque l'enlèvement des nitrates sera une condition pour débiter la phase anaérobie de la déphosphatation.

Il y a moins de risques de colmatage des conduits par la biomasse puisqu'il n'y aura pas de circulation continue d'eau (cas du dénitrificateur). Le système fonctionnera ici en cuve. L'arrivée d'eau dans le système ne mettra pas de biomasse en cause et l'évacuation du surnageant se fera lorsque la biomasse aura décanté. Seule la purge des boues pourrait causer quelques problèmes, mais un drain de diamètre suffisamment grand et un entretien régulier de la conduite d'évacuation devraient suffire.

Les performances d'un procédé de type biologique sont sujettes à divers aléas et une efficacité d'enlèvement satisfaisante pourrait subitement chuter sans raisons apparentes.

3.1.3.1.5 Coûts d'immobilisation

En plus de l'achat du réacteur biologique séquentiel, il faudra prévoir l'achat de différentes composantes essentielles à l'automatisation du système (valves, minuterie, sonde redox, etc.).

3.1.3.1.6 Coûts d'opération

La mise en route pourrait être fastidieuse. La présence fréquente d'un opérateur risque d'être nécessaire lors des premières semaines pour peaufiner les derniers détails d'opération.

Il faudra prévoir la formation des ingénieurs et opérateurs ayant à s'occuper de ce type de traitement. Un système biologique demande une connaissance poussée du procédé afin d'arriver à une déphosphatation efficace.

D'autres coûts proviendront de l'usage de méthanol et d'acétate et des coûts énergétiques liés à l'usage des aérateurs. Les coûts de méthanol pourraient être évités dans le cas où la phase aérobie soit remplacée par une phase anoxie (voir section 3.1.3.1.2).

Des coûts doivent être prévus en temps de main-d'oeuvre pour les bris qui sont toujours possibles et imprévisibles.

3.1.3.2 Coagulation chimique

3.1.3.2.1 Les inconnus

Voici ce qu'il faudrait déterminer expérimentalement afin de pouvoir aller plus loin avec la méthode de coagulation/précipitation avec produits chimiques:

- la concentration optimale pour chacun des coagulants;
- la présence ou non d'un résiduel d'aluminium ou de fer;
- la concentration nécessaire de polymère;
- le temps de décantation;
- la consommation d'alcalinité.

3.1.3.2.2 Effets sur la collection vivante

L'aluminium sous forme d'ion libre (Al^{3+}) présents à un pH inférieur à 4,5 cause des problèmes de santé aux poissons. Différentes études portant sur l'acidification des lacs suite aux pluies acides ont étudié l'effet de la baisse de pH sur les poissons. Cette baisse de pH provoque l'augmentation de la solubilité de l'aluminium présent dans la croûte terrestre (Smith et Haines, 1995). Ces études rapportent l'effet d'un pH acide sur différentes espèces de poisson avec et sans aluminium. Le tableau 3.3 résume les conditions expérimentales des études qui ont été révisées pour cette revue de littérature.

Tableau 3.3: Résumé des études portant sur la toxicité de l'aluminium et sur les principales conditions expérimentales

Espèces de poissons étudiées	Conditions expérimentales	Auteurs
Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>)	1) pH neutre 6,25 2) pH 5,6 3) pH 5,5 et Al 158 µg/L	Jagoe et Haines, 1997
7 espèces d'eau douce dont le Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>) et l'Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	1) pH de contrôle 6,50 2) pH 5,08 3) pH 5,07 et Al 402 µg/L ± 6 µg/L dont 294 µg/L ± 7 µg/L ± Al inorganique	Poléo et al., 1997
2 espèces dont le Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>)	1) eau naturelle sans altération 2) pH 5,6 ± 0,5 3) pH 5,6 ± 0,5 et Al 107 µg/L ± 57	Smith et Haines, 1995
4 espèces d'eau douce	Observation de cours d'eau; absence des espèces lorsque pH <5,0-5,2 et Al _{inorg} >100- 200 µg/L	Baker et al., 1996
2 espèces d'eau douce	pH 4,2 à 5,6 et Al de 0 à 500 µg/L. Toxicité à partir de 100 µg/L pour tous les pH.	Baker et Shofield, 1982
2 espèces d'eau douce	1) pH de contrôle 7,0 2) pH 5,75 avec et sans 150 µg/L Al 3) pH 4,75 avec et sans 150 µg/L Al	Peuranen et al., 1993

Dans ces études, les poissons sur lesquels l'effet de l'aluminium a été étudié sont des poissons exclusivement d'eau douce sauf pour le Saumon atlantique (*Salmo salar*) et l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) qui reviennent frayer en eau douce après un séjour en eau salée. Ces deux espèces font partie de la collection du Saint-Laurent marin.

Les auteurs concluent que l'acidité a un effet minime sur les espèces étudiées. Par contre, en présence d'aluminium aux concentrations indiquées au tableau 3.3, de nombreux effets se font remarquer sur la morphologie des branchies, la croissance, la mortalité et les activités aquatiques des espèces. Les saumons exposés à l'aluminium semblent léthargiques et restent au fond du bassin, montrant des signes de disfonctions (mouvements rapides de la bouche, contraction des opercules) (Jagoe et Haines, 1997). Des conclusions similaires font état de la faible activité des Saumons atlantique (*Salmo salar*) (Poléo et al., 1997; Smith et Haines, 1995) et de l'Omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) (Poléo et al., 1997) lorsqu'en présence d'aluminium.

Le surnageant ayant fait l'objet d'une coagulation à l'alun devrait être dirigé vers des filtres à sable pour éliminer les microflocs non décantés. Le transport du surnageant vers les filtres devrait être fait à l'aide d'une pompe en colimaçon afin d'éviter le bris du floc. Si le floc brise, l'aluminium pourrait reprendre sa forme soluble et se retrouver dans le SLM. Même avec une unité de filtration, une quantité d'aluminium risque de se retrouver dans le SLM. En effet, APHA et al., (1995) mentionnent que de l'aluminium soluble, insoluble ou colloïdal pourrait être présent dans l'eau traitée. Ils proposent de ne pas dépasser 50 µg/L de résiduel d'aluminium pour les stations utilisant un système de filtration rapide sur sable.

Une autre façon d'éviter un excès d'aluminium serait d'en mettre moins que la dose optimale. Il en résulterait une perte d'efficacité, mais les organismes du SLM risqueraient d'être moins atteints. Dans cette éventualité, la combinaison de la coagulation à l'alun avec une autre méthode moins risquée pourrait être intéressante.

La dose optimale d'alun fixée par Leduc (1996) pour un enlèvement de 97 % des phosphates (concentration initiale en orthophosphates d'environ 18 mg/L) au Biodôme est de 30 mg Al^{3+} /L. Il suggère de plus l'utilisation de 0,1 mg/L de polymère pour favoriser la coagulation.

3.1.3.2.3 Faisabilité technique

La coagulation est une technique possible au Biodôme. Les réservoirs R-01, R-02 ou R-03 pourraient être employés moyennant certains aménagements puisque ces réservoirs n'ont pas été conçus pour la coagulation.

Afin d'éviter une surdose, différentes doses optimales de coagulants devront être prévues au fur et à mesure que la concentration de phosphates dans le bassin diminue. L'utilisation de coagulants pré-hydrolysés pourrait être une avenue plus prudente que l'utilisation d'alun. Le PASS (poly-alumino-silico-sulfate) est un des ces types de coagulants. L'avantage d'utiliser ce coagulant par rapport à l'alun est qu'il est efficace dans une plage plus large de pH, il consomme moins d'alcalinité, est plus efficace en eau froide, la dose optimale est moins grande et la concentration résiduelle d'ions métalliques (aluminium ou fer selon le produit employé) est plus faible (Jiang et Graham, 1998; Jolicoeur et Haase, 1989; Tardat-Henry, 1989). Le PASS a le désavantage d'être plus coûteux que l'alun (prix du marché actuel: alun = \$0,14/L et PASS = \$0,34/L).

L'ajout d'un polymère attesté pour la consommation d'eau potable pourrait être nécessaire afin que les floccs décantent plus facilement. Étant donné la faible quantité de matières en suspension (MES) dans le SLM, les microflocs formés au contact du coagulant avec l'eau pourraient décanter difficilement et être évacués avec le surnageant. Un polymère pourrait être utilisé comme adjuvant de floculation afin d'accélérer la décantation. Les polymères, généralement des macros molécules à longues chaînes de masse moléculaire élevée, lient entre eux les micro-flocs. Ces derniers s'alourdissent et décantent en entraînant d'autres micro-flocs dans leur chute. Les floccs ainsi formés sont denses, résistants et de taille favorable à une bonne sédimentation. Le polymère suggéré par Leduc (1996) est le Percol LT27, un polymère anionique moyen produit par Ciba. Ce produit est spécifiquement purifié pour rencontrer les exigences de l'EPA (Environmental Protection Agency) pour l'emploi

dans le traitement de l'eau potable. Les dosages recommandés sont de 0,2 à 1 mg/L pour la clarification. Ces polymères peuvent aussi être employés comme épaississeurs et agents de suspension dans les matières nutritives pour les animaux (Leduc, 1996).

3.1.3.2.4 Coûts d'immobilisation

Les coûts se résumeront à l'achat et l'installation d'un ou plusieurs mélangeurs et à la modification d'un des bassins existants au Biodôme. Des coûts pourraient être ajoutés si une automatisation est envisagée.

3.1.3.2.5 Coûts d'opération

Les coûts reliés à l'opération seront l'achat du coagulant et du polymère s'il y a lieu. Les coagulants peuvent être achetés en différentes quantités et livrés par le fournisseur au Biodôme. Des coûts additionnels pour réajuster le pH devront être prévus.

Si le procédé n'est pas automatisé, ce type de traitement demandera un employé pour ajouter les différents produits et surveiller les niveaux d'eau dans le bassin.

3.1.3.3 Coagulation avec la chaux

3.1.3.3.1 Effets sur la collection vivante

Le pH élevé ne serait pas tolérable pour la collection vivante. Il faudra donc prévoir de réajuster le pH à la baisse. Le Biodôme est équipé pour une telle opération quoiqu'elle n'ait jamais eu lieu depuis l'ouverture. Le problème est que le produit prévu présentement par le Biodôme si la situation devait se produire est de l'acide phosphorique. Dans cette éventualité, il faudrait prévoir une autre acide pour abaisser le pH ou un système de dissolution de CO₂.

3.1.3.3.2 Faisabilité technique

Techniquement, cette façon de faire est envisageable. Il existe une unité de traitement mise en marché sous le nom de FLOCULATEUR qui traite les eaux de nettoyage de fermes laitières. L'agriculteur, qui a peu de temps à consacrer à cette opération, n'a qu'à

vider une sac de chaux dans l'unité de traitement et le reste de l'opération (mélange, décantation, évacuation du surnageant et rejet des boues) s'effectue à l'aide d'une minuterie. Des problèmes de colmatage du drain surviennent toutefois régulièrement. Cette technologie pourrait être adaptée afin de traiter le volume du SLM dans un laps de temps acceptable.

Il faudra prévoir un réservoir pour recueillir le surnageant afin de pouvoir abaisser le pH.

Les boues d'un tel système pourraient être valorisées, contrairement aux boues formées avec l'alun ou les sels de fer.

3.1.3.3.3 Coûts d'immobilisation

Un FLOCULATEUR vient avec mélangeur, drains, valves et panneau de contrôle. Il faudra prévoir des coûts supplémentaires pour relier le panneau de contrôle au poste des opérateurs et pour la mise à l'échelle pour les volume du Biodôme.

3.1.3.3.4 Coûts d'opération

Les coûts d'opération se résument à l'achat de la chaux, au produit qui sera utilisé pour abaisser le pH suite au traitement et à la possibilité que le drain se colmate, ce qui nécessiterait l'intervention d'un opérateur pour le déboucher.

3.1.3.4 Coagulation organique avec le chitosane

Pour la collection vivante, un tel produit aurait moins d'impacts puisqu'il provient de la carapace de crustacés et est considéré comme un coagulant organique. En ce qui concerne son utilisation, il serait préférable de trouver une façon de traiter l'eau sans envoyer le chitosane dans la Baie. Si le produit s'avère efficace, une façon de l'utiliser sans contact avec la collection vivante sera envisagée.

Il est difficile de mettre un coût sur cette méthode et de connaître les quantités requises de produits. Des tests devront être effectués afin de voir si le chitosane enlève vraiment les phosphates.

3.1.3.5 Précipitation avec matériaux calcaires et scorie d'aciérie

3.1.3.5.1 Les inconnus

Avant de procéder avec cette méthode il faut en connaître davantage sur:

- le substrat calcaire (certaines carrières ont toutefois été ciblées);
- la granulométrie idéale;
- le temps de rétention nécessaire au traitement;
- l'adsorption (kg P/ tonnes de substrat) maximale du substrat calcaire et de la scorie d'aciérie;
- la solubilisation dans l'eau des métaux lourds présents dans la scorie

3.1.3.5.2 Effets sur la collection vivante

Une telle méthode ne devrait pas avoir d'inconvénients sur la collection vivante puisqu'elle est passive. Toutefois, l'utilisation de la scorie pourrait entraîner la dissolution de métaux lourds qui sont présents naturellement dans la scorie.

3.1.3.5.3 Faisabilité technique

Cette méthode est techniquement réalisable moyennant un substrat ayant une bonne capacité d'adsorption afin de ne pas avoir une trop grande superficie filtrante. Il pourrait être possible de prévoir un écoulement vertical en colonne au lieu d'un écoulement horizontal. Cette éventualité devra cependant prévoir un bon système de distribution afin que toute la surface soit mise à contribution lorsque l'eau percolera.

Le fait d'utiliser des bacs en plastique permettra d'optimiser l'écoulement hydraulique puisque chacun des bacs pourra être mis au niveau désiré avec la pente voulue. Ainsi, on favorisera un contact optimum entre le substrat et l'eau de mer en diminuant les risques d'écoulement préférentiel.

Il serait préférable de prendre l'eau de mer à la sortie de la tour d'ozonation ou du percolateur afin que la concentration de la matière organique dans l'eau soit la plus faible possible, évitant ainsi le colmatage du milieu filtrant et une activité bactérienne trop importante dans le milieu filtrant.

Cette méthode serait idéale pour traiter l'accumulation annuelle. Il serait cependant difficile de l'envisager pour traiter l'accumulation depuis 1992. L'enlèvement d'une telle quantité de phosphore nécessiterait une immense superficie. La méthode du marais artificiel pourrait donc être combinée avec une autre méthode qui d'enlèverait les 42,9 kg accumulés depuis 1992.

Cette méthode pourrait être très intéressante pour le Biodôme dans l'éventualité où l'on trouve un substrat calcaire ou de la scorie satisfaisante pour adsorber les phosphates. Ainsi, en supposant que l'on y trouve un matériau filtrant dont l'adsorption de 0,7 kg P/tonne, il faudrait une superficie de 28,5 m³ (ou 7 m x 7 m sur une épaisseur de 0,6 m) pour enlever 10 kg P/an. Ces dimensions changeront en fonction de la masse volumique et de la capacité d'adsorption du substrat éventuel.

Il reste cependant le problème d'espace. Il n'y a pas suffisamment de place à cette fin au Biodôme. Cependant, il n'y rien qui empêche de fragmenter cette superficie en superficies plus petites. En utilisant des bacs en plastiques appropriés reliés entre eux par des tuyaux, il serait possible d'utiliser les gradins derrière les écosystèmes pour faire passer l'eau d'un bac à l'autre en cascade. Une section de gradins près d'une porte

donnant sur l'extérieur devrait être choisie afin de permettre l'accès d'un convoyeur pour remplir les bacs de substrat.

3.1.3.5.4 Coûts d'immobilisation

Les coûts d'immobilisation sont dus à l'achat du matériau filtrant et de contenants ainsi qu'à l'achat de la tuyauterie qui relie les contenants. À cela, il faut ajouter les coûts d'installation du système. La scorie se vend de \$5 à \$6 la tonne, transport non inclus, et provient de Contrecoeur (voir annexe 6 pour les coordonnées du fournisseur)

3.1.3.5.5 Coûts d'opération

Il faudra assurer l'entretien de la pompe et défrayer les coûts énergétiques reliés à son utilisation. Il ne faut cependant pas oublier qu'il faudra changer le substrat lorsqu'il sera saturé. Les essais de laboratoires permettront de déterminer la durée de vie d'une telle méthode.

La disposition du substrat saturé pourrait vraisemblablement passer par sa valorisation au jardin botanique étant donné sa saturation en phosphore, un éléments essentiel à la croissance des plantes.

3.1.4 Les voies à explorer

Chacune des méthodes présentées dans ce rapport possèdent des avantages indéniables mais aussi des aspects inconnus pour une application au Biodôme. Ainsi, la coagulation avec l'alun ou d'autres sels d'aluminium fonctionnera sans doute mais qu'en est-il de la toxicité de l'aluminium ou du fer sur la collection vivante? La déphosphatation biologique n'aurait presque pas d'impacts sur la collection vivante mais requiert une main d'œuvre spécialisée. L'utilisation du coagulant organique chitosane; cependant, il reste à voir si le produit permet réellement de se débarrasser des orthophosphates et comment il pourrait être utilisée au Biodôme. Le marais artificiel semblerait l'idéal en raison du peu de temps d'opération requis et du peu d'effets sur la collection vivante.

Par contre, Il faut trouver le substrat approprié permettant d'adsorber le phosphore avec une superficie réaliste et pour une durée de vie assez longue.

Les méthodes ont été identifiées et qualifiées. Il reste à les quantifier au moyen de quelques tests de laboratoire afin de connaître les paramètres et quantités et ainsi pouvoir préciser les effets sur la collection vivante, les coûts d'immobilisation et les coûts d'opérations.

Étant donné que la déphosphatation biologique demande une bonne connaissance du procédé et une main d'œuvre qualifiée, il serait préférable de mettre de côté cette méthode pour l'instant. Il en va de même pour la précipitation avec la chaux puisque le pH final de l'eau est très élevé ($\text{pH} > 10$), ce qui entraînerait une opération supplémentaire pour abaisser le pH. Ces méthodes pourraient toutefois servir de dernier recours si jamais aucune autre ne s'avérait rentable ou réalisable.

3.1.5 Recommandations

Il est recommandé:

1) d'effectuer des essais pour vérifier la faisabilité des méthodes suivantes:

- la coagulation avec des sels d'aluns ou de fer;
- la coagulation organique avec le chitosane;
- l'adsorption/précipitation sur substrat calcaire et scorie d'aciérie;

2) de prévoir la combinaison de deux ou plusieurs des méthodes recommandées au point 1 afin de réduire la concentration de phosphore à 2 mg P/L. Par la suite, une fois la charge d'accumulation de 42,9 kg P enlevée, une seule méthode pourrait être

nécessaire pour traiter la charge annuelle de 11,3 kg P et maintenir la concentration de phosphore à 2 mg P/L;

3) de mettre de côté pour l'instant la déphosphatation biologique et la précipitation avec la chaux. Ces méthodes pourraient être évaluées de nouveau si les méthodes recommandées échouent les essais de laboratoire.

Le tableau 3.4 résume les différents tests requis. Le lecteur pourra se référer aux annexes correspondant à chacune des méthodes (voir la colonne technique du tableau 3.4 pour retrouver l'annexe correspondante) pour connaître le détail des protocoles expérimentaux.

Tableau 3.4: Travaux de laboratoire requis

TECHNIQUE	ESSAIS AU LABO	BUTS VISES	SUIVIS
Précipitation-coagulation voir annexes 3, section A3.1 et A3.2	Jar test avec les coagulants suivants: - alun - PASS - chlorure ferrique - chitosane	- Concentrations de coagulants optimale pour atteindre 2mg P/L - Concentration optimale de polymère pour obtenir turbidité 1 NTU - Connaître effet de la température de 10°C et 20°C.	- orthophosphates - pH - alcalinité - température - turbidité - aluminium - couleur (avec le fer seulement)
Adsorption-précipitation sur milieu filtrant voir annexes 3, section A3.3 et A3.4	- filtration avec substrats calcaires et scorie d'aciérie	- identifier un substrat performant pour enlever les orthophosphates.	- orthophosphates - alcalinité - pH - température

3.2 Expérimentations au laboratoire

3.2.1 Essais de coagulation-floculation avec l'alun, le FeCl_3 et le PASS

Une concentration optimale de coagulant à ajouter existe pour chaque eau que l'on veut traiter. Cette plage optimale doit être déterminée lors d'essais en laboratoire communément appelés «Jar tests » ou essais de coagulation-floculation afin d'optimiser les coûts d'achat des produits chimiques et les coûts d'opération.

La dose de coagulant considérée comme optimale, dans cette expérience, sera celle pouvant abaisser la concentration d'orthophosphates à une valeur inférieure, mais voisine à 2 mg P/L. L'essai de floculation permettra aussi de déterminer la quantité nécessaire de polymère (adjuvant de floculation) pour atteindre une turbidité voulue et pour accélérer le processus de décantation. La dose de polymère optimale dans cette expérience sera celle pouvant abaisser la turbidité à 1 UTN (unités de turbidité néphélométriques) ou moins. L'annexe 3, section A3.1, présente le protocole expérimental de l'essai de coagulation-floculation.

3.2.1.1 Résultats

Le tableau 3.5 présente les doses de coagulants à 20 °C et 10 °C jugées optimales pour abaisser la concentration des orthophosphates à un niveau inférieur à 2 mg P/L.

Tableau 3.5: Doses optimales des coagulants pour abaisser la concentration d'orthophosphates à 2 mg P/L ou moins.

Coagulant	20 °C			10 °C		
	dose optimale	[P] _{ini.}	[P] _{fin.}	dose optimale	[P] _{ini.}	[P] _{fin.}
Alun, 8,3 % densité 1,32	24 mg Al ³⁺ /L	17,67	1,55	20 mg Al ³⁺ /L	18,52	1,40
PASS. 9,9 % densité 1,34	40 mg Al ³⁺ /L	17,57	1,88	40 mg Al ³⁺ /L	18,52	1,78
FeCl ₃ , 11% densité 1,33	48 mg Fe ³⁺ /L	17,57	1,84	44 mg Fe ³⁺ /L	18,52	1,03

Sauf pour le PASS, les doses optimales de coagulants sont légèrement inférieures lorsque la température était de 10°C. Toutefois, À cette étape-ci du projet, on ne sait pas encore à quel endroit et comment le traitement par coagulation se fera Les doses obtenues à 20°C seront donc considérées comme les doses optimales, d'autant plus qu'elles sont les plus critiques. De cette façon, une plus grande plage de possibilités pourra être estimée à partir de ces doses et il sera toujours possible de réévaluer à la baisse lors d'une étape ultérieure du projet.

Afin de pouvoir se baser sur des valeurs fixes pour les différents calculs de coûts et de quantités, 5 essais identiques ont été réalisés à la température ambiante. Les résultats de ces essais sont présentés au tableau 3.6. La dose optimale du polymère PERCOL LT-27 est aussi présentée dans ce tableau.

Tableau 3.6: Paramètres finaux de l'essai de floculation

Paramètres	eau brute	Valeurs moyennes finales (nb=5)		
	sortie du percolateur	Alun, 8,3% densité: 1,32	PASS, 9,9% densité: 1,34	FeCl ₃ , 11% densité: 1,33
Température (°C)	19	N/A	N/A	N/A
Dose de coagulant mg/L	N/A	24 mg Al ³⁺ /L	40 mg Al ³⁺ /L	48 mg Fe ³⁺ /L (23 mg Al ³⁺ /L)
Concentration de Percol LT27 0,1% (mg/L)	N/A	0,8	0,7	1,0
Orthophosphates (mg P/L)	18,86	1,57	2,65	1,94
Enlèvement P(%)	N/A	91,5	85,7	89,5
pH	7,94	6,64	6,92	6,39
Alcalinité mg/L CaCO ₃ (méq/L)	314 (6,28)	206 (4,12)	246 (4,92)	188 (3,76)
Turbidité (UTN)	0,16	1,1	0,56	1,1
Couleur	< 5	N/A	N/A	< 5
Aluminium total (mg/L)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	N/A
Fer total (mg/L)	0,182	N/A	N/A	0,195

Les résultats du tableau 3.6 permettent de voir l'effet des différents coagulants sur les paramètres mesurés. Ainsi, la concentration nécessaire pour abaisser la concentration d'orthophosphates autour de 2 mg P/L ou moins est de 24 mg Al³⁺ pour l'alun alors que le PASS demande une dose équivalente à 40 mg Al³⁺/L. Le FeCl₃, demande une dose de 48 mg Fe³⁺/L ou, une fois transformé en dose équivalente d'aluminium, 23 mg Al³⁺/L. L'annexe 4, de la section A4.1 à A4.3, présente la totalité des résultats obtenus avec ces trois coagulants.

Le pH final est toutefois plus élevé avec le PASS (pH de 6,92) qu'avec l'alun (pH de 6,64) ou le FeCl_3 (pH de 6,39). L'alcalinité finale varie dans le même sens que le pH en étant plus élevée avec le PASS (246 mg/L CaCO_3) qu'avec l'alun (206 mg/L CaCO_3) et surtout le FeCl_3 (188 mg/L CaCO_3).

L'emploi de l'alun ou de PASS ne semble pas avoir fait augmenter la concentration d'aluminium résiduel finale ($< 0,05$ mg/L) par rapport à l'eau brute ($< 0,05$ mg/L). À tout le moins, les limites de la méthode employée ne peuvent permettre de déceler une augmentation de la concentration d'aluminium total suite à l'utilisation des deux produits. La concentration de fer total finale (0,195 mg/L) a augmenté très légèrement par rapport à celle mesurée avec l'eau brute (0,182 mg/L). Cette augmentation est toutefois très faible.

La turbidité ne peut être évaluée sur la base des doses de coagulants employés. C'est la concentration de polymère (Percol LT-27) qui doit être analysée pour ce paramètre. L'alun et le PASS nécessitent sensiblement la même concentration de Percol LT-27 (0,8 et 0,7 mg/L) alors que le FeCl_3 requiert une dose plus grande (1 mg/L). La turbidité finale avec le PASS est cependant beaucoup plus faible qu'avec les deux autres coagulants. La couleur a été analysée sur l'eau provenant des essais avec le FeCl_3 . Les analyses n'ont pu déterminer la présence d'une couleur supérieure à celle de l'eau brute.

3.2.1.2 Discussion

3.2.1.2.1 Orthophosphates

Le fait que le PASS soit moins efficace que l'alun pour l'enlèvement des orthophosphates est confirmé par la littérature scientifique (Ratnaweera et al., 1992; Diamadopoulos et Benedek, 1984; Boisvert et al., 1997; Jiang et Graham, 1998). Tel que mentionné à la section 2.10.2, il est généralement admis que l'interaction de l'aluminium avec l'ion PO_4^{3-} dépend, entre autres, de la densité de charge de l'aluminium. Cette densité peut s'exprimer à l'aide du rapport $\text{r}_{\text{OH/Al}}$ ou par la basicité. La basicité du PASS étant de 55% alors que l'alun donne une basicité de 0,15%, il est normal que le PASS soit moins efficace que l'alun.

Le FeCl_3 , avec une concentration équivalente à 23 mg Al^{3+}/L , abaisse la concentration d'orthophosphates à 1,94 mg-P/L alors que l'alun avec une dose équivalente à 24 mg Al^{3+}/L abaisse la concentration d'orthophosphates à 1,57 mg P/L. On peut donc affirmer que les deux coagulants offrent une performance similaire au niveau de l'enlèvement des orthophosphates. Ce phénomène a d'ailleurs été observé lors d'essais de floculation pour d'autres types d'eau (Monette, 2000).

3.2.1.2.2 Alcalinité et pH

Quant au pH et à l'alcalinité finale, c'est le PASS qui entraîne le moins de variation par rapport à l'eau brute en raison de sa basicité plus élevée que l'alun et le FeCl_3 . Le PASS, plus basique, consomme moins d'alcalinité. Comme l'alun et le FeCl_3 ne sont pas hydrolysés, la réaction résultante lorsqu'ils sont ajoutés à l'eau consomme plus d'ions hydroxides tout en libérant de l'hydrogène, ce qui diminue l'alcalinité de l'eau et favorise l'abaissement du pH. De plus, l'acidité initiale des coagulants favorise l'abaissement du pH (pH < 1 pour le FeCl_3 , 2,3 à 3,6 pour l'alun).

3.2.1.2.3 Fer résiduel

La concentration de fer total augmente légèrement suite à l'ajout de chlorure ferrique, passant de 0,182 mg/L à 0,195 mg/L. Cette augmentation est toutefois très légère et la concentration reste en deçà de la concentration acceptable pour les salmonidés (0,3 mg/L pour les alevins et 0,5 mg/L pour les adultes) (Morin, 1998).

3.2.1.2.4 Aluminium résiduel

L'emploi de l'alun et du PASS aux doses optimales n'a pas permis de déceler une augmentation de l'aluminium total dans l'eau par rapport à l'eau brute. Les concentrations d'aluminium total lors de l'emploi des deux coagulants et de l'eau brute sont sous la limite de détection de la méthode employée, soit 0,05 mg/L (50 µg/L). Lorsque certains poissons d'eau douce se retrouvent en milieu acide (exemple: un lac ayant subi l'effet des pluies acides) des ions d'aluminium présents dans le sol se solubilisent et affectent les branchies des poissons et entraînent leur mort lorsque présents à des concentrations supérieures à 100 µg/L (voir section 3.1.3.2.2). Toutefois, la présence d'ions aluminium libre dans l'eau survient seulement lorsque le pH est inférieur à 4,5 (Tardat-Henry, 1989). Il n'y a donc pas à s'inquiéter de la présence d'ions d'aluminium libre dans l'aquarium suite à l'ajout d'alun ou de PASS puisque les poissons d'eau salée ne peuvent vivre à un pH de 4,5. En effet, dans le cas de poissons d'eau salée, le pH peut osciller entre 7,8 et 8,5 mais devrait préférentiellement se maintenir au-dessus de 8 (De Graaf, 1975). Au-dessous d'un pH de 7, l'adaptation durable est impossible pour les poissons marins (Vast, 1991). À un pH d'environ 8, la réaction de l'alun ou du PASS avec l'eau produit une réaction liant automatiquement l'aluminium avec l'ion OH^- donnant de l'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$), un composé très peu soluble, surtout dans l'intervalle de pH entre 5,5 et 7,5 (Tardat-Henry, 1989). Le pH de l'eau, suite à un traitement au PASS et à l'alun se retrouve dans cet intervalle et l'absence d'aluminium résiduel dans l'eau laisse supposer que cette réaction s'est produite lors des essais de floculation.

3.2.1.2.5 Toxicité de l'alun et du chlorure ferrique sur les poissons

Une étude de Boyd et Massaut, (1999) rapporte l'ajout d'alun et de chlorure ferrique dans des étangs d'aquaculture pour flocculer l'argile en suspension. Les doses ajoutées des deux produits variaient entre 15 et 40 mg/L. Ces coagulants ne sont pas bio-accumulants et n'ont pas causé de problèmes aux poissons, d'autant plus que les ions d'aluminium et de fer précipitent rapidement avec l'ion hydroxide formant un complexe très peu soluble.

Une autre étude de Boyd (1979), indique que la toxicité de l'alun sur le méné tête de boule (*Pimephales promelas*) diminue avec une augmentation de l'alcalinité. D'autres études, citées par Boyd (1979) démontrent respectivement que l'alun n'est pas toxique de façon appréciable pour les poissons et les invertébrés. Dans les deux cas, toutefois, les concentrations testées (environ 8,4 mg Al^{3+} /L) étaient en deçà de la concentration optimale pour le Biodôme. Toutefois, l'alcalinité totale (150 mg CaCO_3 /L) lors de ces études était moindre que celle du Biodôme (314 mg CaCO_3 /L).

3.2.1.2.6 Turbidité

Le polymère PERCOL LT-27, comme tous les polymères, n'a pas d'effet sur l'alcalinité, le pH ou la concentration d'orthophosphates. L'ajout d'un polymère agit à titre de traitement physique (par pontage) et, de ce fait, ne peut modifier que les paramètres nécessitant un traitement physique comme la turbidité. Ainsi, lors des essais, la turbidité finale variait selon la dose ajoutée de polymère. Il faut toutefois garder en tête le prélèvement des échantillons pour fin d'analyse était effectué après 3 minutes de décantation. Ainsi, le fait d'attendre quelques minutes de plus aurait pu donner une meilleure valeur de turbidité avec une dose moindre de polymère. Il sera donc possible d'ajuster cette concentration lors d'essais ultérieurs à plus grande échelle. De plus, les doses de polymères ont été choisies lorsque la turbidité finale tournait autour de 1 UTN. La turbidité initiale de 0,16 UTN semble inaccessible après l'ajout d'un coagulant et d'un polymère. Cette turbidité très faible est probablement causée par

l'ozonation (Aiken, 1995). Lors d'un éventuel traitement par coagulation au Biodôme, il serait plus que souhaitable que l'eau traitée soit envoyée en tête de la chaîne de traitement afin d'éliminer le plus de particules possible et de retrouver la turbidité initiale.

La dose de coagulant est donc « négociable » selon l'importance de la turbidité, du temps d'opération et des budgets alloués à cette opération. Le PASS, pour une quantité de polymère similaire à l'alun et au chlorure ferrique, a toutefois permis d'obtenir une turbidité beaucoup plus faible. Tardat-Henry (1989) confirme cette tendance lors de l'utilisation du PASS.

3.2.1.2.7 Toxicité des polymères anioniques et cationiques

Les polymères sont fréquemment employés lors des applications suivantes: adjuvant de floculation en traitement des eaux potables et usées, récupération de certains produits et traitements des rejets des industries suivantes: alimentation, textile, pâtes et papier, fibre de verre, verre et céramique, peinture, mines, industrie de l'acier, industries pétrolières. Toutefois, des interrogations subsistent quant à l'impact de l'utilisation de ces produits sur le milieu aquatique et les animaux aquatiques (Biesinger et al., 1976). Une étude de Biesinger et Stokes (1986) sur le potentiel toxique des polymères anioniques n'indique aucune toxicité aiguë à 100 mg/L. Par contre, les LC50 variaient beaucoup selon les espèces (0,09 mg/l à 70,71 mg/L pour les daphnies et 0,88 à 9,47 pour fathead minnows), ce qui laisse suggérer différentes formes de toxicité causées par les différentes structures chimiques de chacun des polymères. Aucune étude ne porte sur le Percol LT27. L'étude ajoute que la suffocation est la cause de mort la plus répandue et que les plus jeunes sont moins tolérants au produit. Une étude interne de Dow Chemical sur le tête de boule (*Pimephales promelas*), rapportée par Biesinger et al. (1976), indique que la concentration sécuritaire, après 72 h, pour un polymère cationique est de 2 à 3 mg/l alors qu'elle peut aller jusqu'à 1000 mg/l pour un polymère anionique.

Les différentes études rapportées dans Biesinger et al. (1976) et Biesinger et Stokes (1986) indiquent qu'une turbidité élevée atténue de beaucoup la toxicité des polymères. Les polymères sont de longues chaînes qui adsorbent les particules en suspension et les relient pour en faire des floccs plus lourds. S'il n'y a pas assez de MES, l'excès de polymère peut s'adsorber aux branchies. Le fait que la toxicité des polymères cationiques sur les poissons soit plus grande que celles des polymères anioniques peut être expliqué par l'hypothèse de Yamamoto (Biesinger et Stokes, 1986) selon laquelle les branchies sont négativement chargées et que celles-ci attirent les polymères cationiques. De la même façon, le PASS, l'alun et le FeCl_3 forment des microflocs de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui sont probablement légèrement positifs vu la charge positive élevée de l'aluminium et du fer. Le polymère anionique étant légèrement négatif, il serait donc plus efficace dans le cas du Biodôme.

3.2.1.2.8 Couleur

Il n'y a pas eu de couleur détectée lors du test final de floculation avec le FeCl_3 , probablement en raison de la dose importante de polymère. Par contre lors d'essais antérieurs, il arrivait quelquefois d'observer visuellement de la couleur dans les échantillons traités par du chlorure ferrique. Cette couleur n'étant pas organique, l'ozonation risque d'être incapable de l'éliminer. La couleur est probablement due à la forme précipitée de l'ion Fe^{3+} et pourrait se déposer sur les parois de l'aquarium (Vast, 1991) et sur les oeufs et branchies de poissons (Morin, 1998). Il est donc important de bien contrôler la réaction, d'autant plus que lors des essais, la couleur a été observée à des doses moindres de polymère.

3.2.1.2.9 Quantité de coagulant nécessaire au traitement du SLM

Le tableau 3.7 présente les quantités de coagulants nécessaires en supposant que la totalité des eaux du SLM (3 250 000 litres) soit traitée d'un seul coup avec les doses des différents coagulants présentées au tableau 3.6. L'Annexe 5, section A5.2, présente le détail de ces calculs. L'ajout quotidien de phosphore via la nourriture n'est pas

comptabilisé dans le calcul de ces quantités, pas plus que les extrants de phosphore ou toute autre accumulation. La coagulation étant un procédé qui se fera rapidement, l'accumulation annuelle jouera un rôle négligeable.

Tableau 3.7: Masse et volume requis de chacun des coagulants

Coagulant	Masse de solution de coagulant (kg)	Volume de la solution de coagulant (L)
Alun, 8,3%, densité 1,32, dose 24 mg Al^{3+} /L	1777	1346
PASS, 9,9%, densité 1,34, dose 40 mg Al^{3+} /L	2480	1851
FeCl_3 , 11%, densité 1,33, dose 48 mg Fe^{3+} /L	1418	1066

3.2.1.2.10 Coût d'achat des coagulants

En tenant compte des masses présentées au tableau 3.7, le coût d'achat des coagulants est présenté au tableau 3.8. Deux prix sont indiqués, selon le volume acheté. Ainsi, il est possible d'acheter l'alun et le PASS en barils contenant 265 kilos de solution liquide ou en cubes contenant 1300 kilos de solution liquide. Le FeCl_3 , ne s'achète qu'en barils de 290 kg seulement. Un exemple de calcul des coûts est fourni à l'annexe 5, section A5.3.

Tableau 3.8: Coûts d'achat des coagulants pour le traitement de 3 250 000 litres d'eau du SLM en utilisant les doses optimales

Coagulant	quantité requise (kg)	Baril de 265 kg sol. liq.			Cube de 1300 kg sol. liq. ²		
		nb. de barils	\$/kg sol.	total ¹	nb. de cube de 1300 kg	\$/kg sol.	total ¹
Alun, 8,3%, densité 1,32, dose 24 mg Al ³⁺ /L	1777	7	\$0,56	\$1039	2	\$0,26	\$676
PASS, 9,9%, densité 1,34, dose 40 mg Al ³⁺ /L	2480	10	\$0,74	\$1961	2	\$0,38	\$988
FeCl ₃ , 11%, densité 1,33, dose 48 mg Fe ³⁺ /L	1418	5 barils de 290 kg	\$0,60	\$870	N/A	N/A	N/A

¹ Les taxes et le transport doivent être ajoutées

² Il faut prévoir un dépôt de \$1000 pour les cubes ou un achat d'environ \$120 pour un cube réusiné.

L'alun est le produit le moins coûteux, autant en baril qu'en cube. Le choix des cubes est évidemment avantageux, à condition que le Biodôme soit équipé pour manipuler un cube rempli de 1300 kg de solution en plus du poids du cube. Il serait aussi possible de jouer avec les contenants, par exemple dans le cas de l'alun, en achetant 1 cube de solution d'alun avec 2 barils de la même solution.

3.2.1.2.11 Volume des boues

Le procédé de coagulation produit des boues. Dans le domaine de l'eau usée, ces boues sont constituées du précipité Al(OH)₃ (ou Fe(OH)₃), du précipité de phosphates et des matières en suspension qui ont précipité avec le floc. Dans le domaine des eaux potables, les eaux brutes sont beaucoup plus propres et les boues sont principalement composées du précipité Al(OH)₃ (ou Fe(OH)₃) et d'une quantité moindre de MES que pour les eaux usées. Dans le cas du Biodôme, les boues seront presque entièrement

composées du précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$ (ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$) et du précipité de phosphates en raison de la quasi absence de MES, principalement due à l’ozonation et aux filtres à sable.

Sachant qu’une mole de Al^{3+} produit théoriquement 1 mole de $\text{Al}(\text{OH})_3$ et qu’une mole de Fe^{3+} produit également 1 mole de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et en supposant que les boues du Biodôme seront essentiellement formées du précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$ (ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$) en raison de l’absence de MES, on peut estimer la masse de boue produite sur une base sèche. En supposant une densité de 1,02 et une siccité de 0,5% (Monette, 2000), deux valeurs propres aux boues d’eau potable, on obtient le volume des boues humides. Le tableau 3.9 donne les masses et volumes des boues produites dans le cas hypothétique où la totalité des eaux du SLM serait traitée d’un seul coup avec les doses optimales présentées au tableau 3.6.

Tableau 3.9: Masse et volume des boues produites pour traiter 3 250 000 litres d’eau de mer du SLM.

Coagulant	Dose optimale $\text{mg Al}^{3+} (\text{Fe}^{3+})/\text{L}$	masse sèche de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (kg)	Volume (m^3)
Alun, 8,3%, densité 1,32	24	225	45
PASS, 9,9%, densité 1,34	40	376	75
FeCl_3 , 11%, densité 1,33	48	298	60

L’alun produit une quantité de boue inférieure à celle des deux autres produits. L’annexe 5, section A5.3, présente le calculs des volumes de boues.

3.2.1.2.12 Réglementation quant aux rejets de boues d’alun

Le règlement 87 relatif aux rejets des eaux usées dans les réseaux d’égout et les cours d’eau de la CUM ne spécifie pas de normes quant au rejet d’aluminium, de fer et de phosphore dans un réseau d’égout unitaire ou domestique. La CUM apprécierait toutefois qu’un protocole soit rédigé concernant les volumes de boues rejetées. La totalité du règlement 87 peut être consulté sur le site suivant : www.cum.qc.ca/cum-fr/air-eau/reglairf.htm .

3.2.1.2.13 Réajustement du pH et de l'alcalinité

La dose optimale de chacun des coagulants a été choisie lorsque la concentration finale en orthophosphates chutait sous 2 mg P/L. Toutefois, la dose optimale dépend du pH et de l'alcalinité. Cette dose optimale pourrait donc changer dans le cas où le pH ou l'alcalinité de l'eau seraient différents. Dans le cas du Biodôme, c'est toutefois le pH qui joue le rôle le plus important. Le réajustement du pH est donc nécessaire après chaque traitement pour s'assurer de l'efficacité du traitement par coagulation et surtout, pour ne pas mettre en danger la collection vivante qui ne tolère pas de baisse de pH.

L'alcalinité, quant à elle, est, d'une certaine façon, la source d'ions OH^- qui permet au précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ de se former et d'adsorber ou complexer les ions phosphates (PO_4^{3-}). Donc en ayant une alcalinité plus faible, on peut arriver à un point où il n'y a plus suffisamment d'ions OH^- pour se lier avec les ions Al^{3+} ou Fe^{3+} . Le phénomène de coagulation devient à toute fin pratique, impossible à réaliser. Dans certaines stations de traitement des eaux, le coagulant est employé avec de la chaux afin que l'alcalinité soit suffisante pour que la réaction ait lieu. On considère en général que chaque mg/L d'alun consomme 0,5 mg/L CaCO_3 d'alcalinité (Metcalf and Eddy, 1991). Ainsi, il serait préférable de réajuster l'alcalinité après chaque traitement afin de s'assurer de l'efficacité du traitement. De plus, de l'aluminium ou du fer résiduel pourrait se retrouver en solution s'il n'y a pas assez d'ions OH^- pour les faire précipiter. L'augmentation de l'alcalinité se fera automatiquement lorsque le pH sera réajusté lors de l'ajout de carbonate de sodium et de bicarbonate de sodium. Toutefois, l'alcalinité ne reviendra pas au même niveau qu'avant un traitement puisque l'alcalinité et le pH ne sont pas nécessairement liés.

Le tableau 3.10 indique la quantité de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) et de carbonate de sodium (Na_2CO_3) qu'il faudrait ajouter pour rehausser le pH jusqu'à 8. Les coûts sont aussi indiqués. On remarquera que l'alcalinité finale après réajustement du pH est beaucoup plus élevée que l'alcalinité initiale du SLM avant traitement (306

mg CaCO_3/L). Ces quantités ont été déterminées en utilisant une solution titrante contenant 6 fois plus de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) que de carbonate de sodium (Na_2CO_3), soit la proportion généralement employée au Biodôme pour ce type d'opération (Côté, 2000).

Tableau 3.10: Quantité de NaHCO_3 ou de Na_2CO_3 à ajouter au SLM pour atteindre un pH de 8 suite à un traitement chimique.

coagulant	après ajout de coagulant		après réajustement de pH		bicarbonate de sodium	carbonate de sodium
	pH	alcalinité (mg CaCO_3/L)	pH	alcalinité (mg CaCO_3/L)	nb. de sacs et coût	nb. de sacs et coût
Alun, 8,3%, densité 1,32, dose 24 mg Al^{3+}/L	6,87	187	8,00	932	171 (\$2659)	26 (\$299)
PASS, 9,9%, densité 1,34, dose 40 mg Al^{3+}/L	7,13	218	8,00	739	115 (\$1788)	18 (\$207)
FeCl_3 , 11%, densité 1,33, dose 48 mg Fe^{3+}/L	6,66	160	8,00	1036	196 (\$3048)	29 (\$334)

Note: l'alcalinité de l'eau du SLM était de 290 mg CaCO_3/L avant traitement

Le bicarbonate de sodium se vend en sacs de 22,7 kg à \$15,55/sac et le carbonate de sodium en sacs de 25 kg à \$11,50/sac. Le fait de réajuster le pH à 8 a fait augmenter considérablement l'alcalinité par rapport à la valeur après un traitement au coagulant et aussi par rapport à la valeur initiale de l'eau avant traitement. Le coût total du réajustement de pH est présenté au tableau 3.11. Les calculs sont présentés à l'annexe 5, section A5.3.

Tableau 3.11: Coût total pour le réajustement du pH lorsque les 3 250 000 litres d'eau de mer du SLM traités par voie coagulation

Coagulant	coût total pour hausser le pH à 8
Alun, 8,3%, densité 1,32, dose 24 mg Al^{3+} /L	\$2958
PASS, 9,9%, densité 1,34, dose 40 mg Al^{3+} /L	\$1995
$FeCl_3$, 11%, densité 1,33, dose 48 mg Fe^{3+} /L	\$3382

Ces coûts sont élevés en raison d'un plateau qui se crée autour du pH 7,75 et qui empêche la hausse du pH à un rythme constant. Les courbes de titrage présentées à l'Annexe 4, section A4.5, montre qu'à partir du pH 7,75, il y a apparition d'un point d'inflexion. Suite à ce point, le rythme d'augmentation du pH diminue et il faut ajouter plus de solution titrante pour arriver au pH de 8,0. Afin de diminuer les coûts, il pourrait être possible d'envisager de diminuer la proportion bicarbonate/carbonate en augmentant le nombre de sacs de carbonate de sodium, moins coûteux, qui permettent d'augmenter le pH plus rapidement. Cette décision relève toutefois du Biodôme puisque la proportion présentement employée semble provenir d'une pratique courante dans le milieu des aquariums publics.

3.2.1.2.14 Recommandations quant au choix du coagulant

Le tableau 3.12 présente l'ensemble des coûts associés à l'utilisation de chacun des trois coagulants étudiés. Ces coûts sont basés sur l'hypothèse que la totalité de l'eau du Saint-Laurent marin puisse être traitée d'un seul coup et que la concentration en orthophosphates soit abaissée d'environ 18 mg P/L à 2 mg P/L.

Tableau 3.12: Coûts de l'achat des réactifs et coût du réajustement du pH pour le traitement de 3 250 000 litres d'eau de mer du SLM une cuvée

	Coûts associés à chacun des paramètres				
	Alun		PASS		FeCl ₃
Paramètres	Baril	cube	baril	cube	baril
coagulant	\$1040	\$680	\$1960	\$990	\$870
polymère	\$160		\$160		\$160
réajustement du pH	\$2960		\$2000		\$3380
total	\$4160	\$3800	\$4120	\$3150	\$4410

Le PASS est le coagulant qui serait le moins coûteux globalement (sauf si acheté en baril alors que le coût est similaire à l'alun acheté en baril), suivi de l'alun et du FeCl₃. Toutefois, en se référant aux tableaux 3.7, la quantité de PASS est de loin supérieure à l'alun et au FeCl₃, ce qui se traduit par un plus grand volume de boues produit donc une plus grande quantité d'aluminium rejetée à l'égout. C'est au niveau du réajustement de pH que le PASS devient avantageux puisqu'il abaisse moins le pH en raison de sa basicité élevée. Par contre, le PASS est moins efficace pour l'enlèvement des orthophosphates, la raison première de l'utilisation d'un coagulant au Biodôme. Quant au FeCl₃, sa corrosivité et la possibilité de colorer l'eau du font que l'utilisation de ce produit demanderait une plus grande attention de la part du Biodôme.

Il est donc recommandé d'employer l'alun en raison de son efficacité pour l'enlèvement des orthophosphates, sa non-corrosivité et sa facilité d'approvisionnement dû à son usage courant partout au Québec.

3.2.1.2.15 Choix du volume possible des cuvées pour l'enlèvement du phosphore dans le SLM

Comme il est impossible de traiter la totalité du SLM en une seule fois, il faut envisager un endroit où traiter en cuvée l'eau du SLM. Plus le volume traité sera grand, plus le traitement sera rapide. À cette fin, les réservoirs de 150 000 L disponibles au Biodôme doivent être considérés. Une solution devra cependant être trouvée afin de

favoriser un mélange adéquat dans ces bassins. Le bassin de 150 000 L employé pour la préparation de l'eau de mer devrait être regardé de près en raison de l'unité de dissolution des sels connectée sur ce bassin. Cette unité pourrait permettre un mélange rapide avant d'envoyer l'eau dans le bassin de 150 000 L. Des pompes de recirculation pourraient être installées dans le bassin afin de permettre le mélange lent. Le choix du bassin de 150 000 L est idéal et les options de mélange devront être discutés avec le Biodôme. La section 3.3.1 propose une possibilité de traitement dans le bassin de 150 000 L.

Les sections suivantes présentent un aperçu de ce que seraient les coûts d'achat de produits ainsi que le nombre de traitement de 150 000 litres qui seraient nécessaire pour atteindre une concentration de 2 mg P/L.

3.2.1.3 Optimisation des estimations préliminaires au plan des coûts d'achat de produits et de la production de boue

Dans les sections précédentes, l'alun, le PASS et le FeCl_3 ont été comparés en supposant que la concentration en orthophosphates soit abaissée à 2 mg P/L en un seul traitement, ce qui est impossible. Cette hypothèse a toutefois été utile pour définir une base de comparaison entre les coagulants. L'alun ayant été recommandé, il est maintenant possible d'optimiser les volumes d'alun qui seront nécessaires à chaque cuvée en fonction de la concentration d'orthophosphates, ainsi que le volume des boues qui sera réellement produit lors de ces cuvées. Les bassins de 150 000 litres du Biodôme étant disponibles pour ce type d'opération, c'est ce volume qui sera désormais employé pour optimiser les différents paramètres. La quantité de Percol LT27 sera aussi évaluée en considérant que la quantité de boue d' $\text{Al}(\text{OH})_3$ produite est proportionnelle au volume d'alun ajouté.

3.2.1.3.1 Volume d'alun nécessaire

La concentration optimale d'alun choisie, soit 24 mg Al^{3+}/L , représente celle qu'il faut ajouter dans le bassin pour abaisser les orthophosphates de 18,9 mg P/L à 1,6 mg P/L, soit un rapport molaire de 1,6 moles d'aluminium ajoutées par mole de phosphore enlevée. Ainsi, à mesure que la concentration de phosphore diminuera dans le SLM, une quantité moindre d'alun pourra être ajoutée par cuvée traitée. Cette nouvelle quantité sera déterminée en utilisant le rapport $\text{Al}_{\text{ajouté}}/\text{P}_{\text{enlevé}}$ de 1,6 et en supposant que la concentration finale de chaque cuvée traitée sera de 1,6 mg P/L. En pratique, cette hypothèse n'est pas réaliste lorsque la concentration de phosphore est trop petite. Le rapport molaire pourrait alors devoir être ajusté à la hausse. Cependant, à cette étape du projet, l'hypothèse voulant que le rapport $\text{Al}_{\text{ajouté}}/\text{P}_{\text{enlevé}}$ soit de 1,6 moles jusqu'à une concentration de 2 mg P/L sera maintenue. Il sera possible de réajuster ce ratio lors d'essais ultérieurs à grande échelle.

Le tableau 3.13 présente le volume de solution d'alun nécessaire et le volume de boues produites pour abaisser la concentration de phosphore jusqu'à 2 mg P/L en utilisant des cuvées de 150 000 L pour traiter les 3 250 000 L du SLM. Lors d'un traitement en cuvée de 150 000 litres, il faudra 76 cuvées pour arriver à une concentration de 2 mg P/L.

Tableau 3.13: Comparaison entre le traitement en cuvée de 150 000 litres et le traitement de 3 250 000 litres en une seule fois

	76 cuvées de 150 000 L (1,6 moles Al/mole P)	1 cuvée de 3 250 000 L (24 mg Al^{3+}/L)
Volume de solution d'alun	1309 litres	1346 litres
Volume de boue produit	43,8 m ³	45 m ³
Coûts de l'achat d'alun	\$1039 (barils), \$676 (cubes)	\$1039 (barils), \$676 (cubes)

Il n'y a donc presque pas de différence au niveau des quantités d'alun nécessaire et au niveau du volume de boue produite. L'hypothèse de départ voulant que la totalité du SLM soit traitée en une seule fois était donc justifiée pour comparer les trois coagulants étudiés.

C'est au niveau de l'évolution de la concentration de phosphore dans le SLM que cette simulation par cuvée devient intéressante. La figure 3.3 montre cette évolution en fonction du nombre de cuvées effectuées. La quantité d'alun ajoutée à chaque cuvée est aussi indiquée.

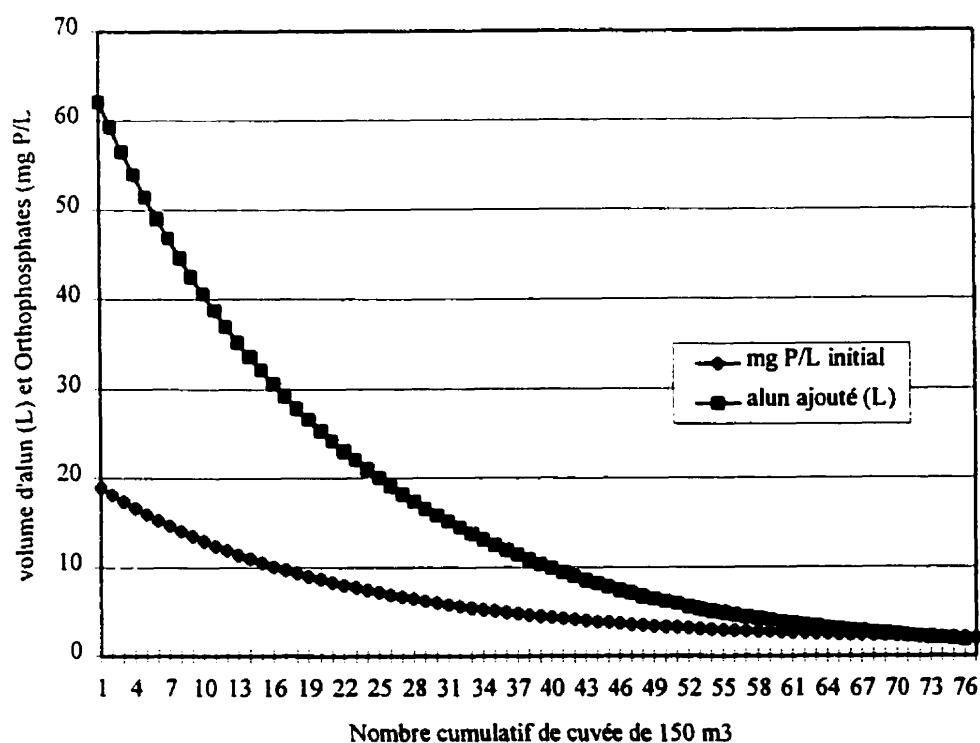


Figure 3.3: Quantité d'alun ajoutée par cuvée de 150 m³ et concentration en orthophosphates de chacune des cuvées.

Le graphique indique qu'il faudrait effectuer 76 cuvées de 150 000 L pour arriver à une concentration finale de 2 mg P/L, ce qui est beaucoup compte tenu que du personnel requis. Lors des premiers essais de floculation effectués au laboratoire pour déterminer dans quelle plage de concentrations se trouvait la concentration optimale d'alun pour atteindre 2 mg P/L, une concentration de 30 mg Al^{3+} /L a donné un résiduel de phosphore de 0,5 mg P/L (voir Annexe 4, section A4.1, étape 1, température ambiante). Le ratio $\text{Al}_{\text{ajouté}}/\text{P}_{\text{enlevé}}$ était alors de 2. En utilisant ce paramètre, une nouvelle simulation a été effectuée et l'évolution de la concentration de phosphore dans le SLM est présentée à la figure 3.4. L'évolution de la concentration de phosphore dans le SLM lorsque la dose optimale est de 24 mg Al^{3+} /L (ratio de 1,6 $\text{Al}_{\text{ajouté}}/\text{P}_{\text{enlevé}}$) est aussi illustrée.

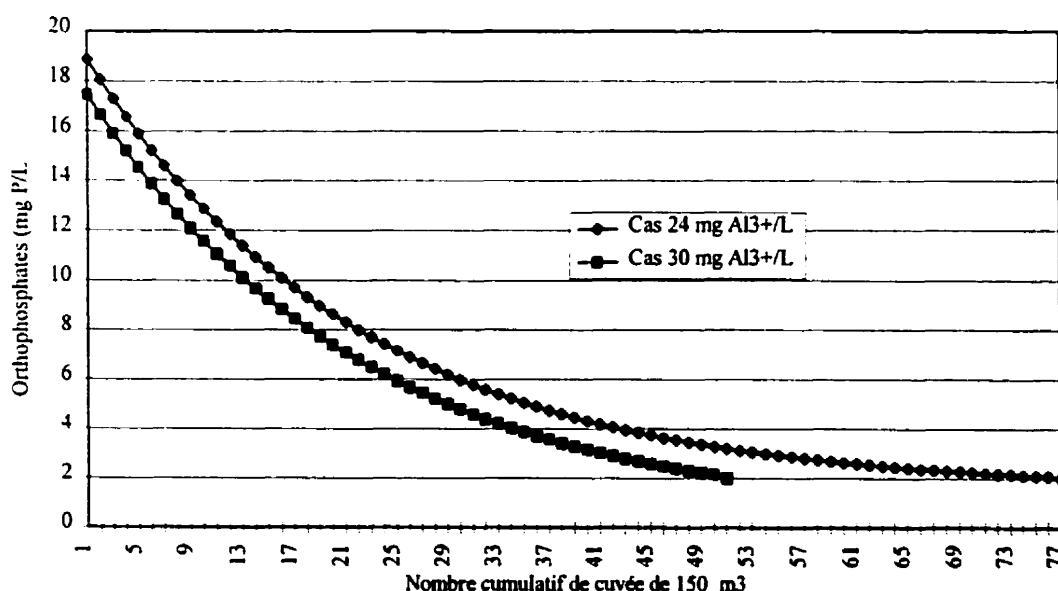


Figure 3.4: Évolution de la concentration de phosphore dans le SLM en fonction du nombre de cuvées avec l'ajout de différentes doses d'alun

Il faudrait alors 50 cuvées de 150 000 L pour arriver à 2 mg P/L, ce qui est encore élevé. Le tableau 3.14 résume les deux simulations.

Tableau 3.14: Comparaison entre l'ajout de différentes concentrations d'alun dans le réservoir de 150 000 litres

	24 mg Al^{3+}/L (1,6 Al/P)	30 mg Al^{3+}/L (2 Al/P)
nb cuvée 150 000 L pour [P] = 2 mg/L	76	50
Volume de solution d'alun	1309 litres	1524 litres
Volume de boues produites	43,8 m ³	51 m ³
Coût de l'achat d'alun	\$1039 (barils), \$676 (cubes)	\$1187 (barils), \$676 (cubes)

Le prix d'achat de l'alun sera légèrement plus élevé si l'achat se fait en barils et restera le même si l'achat se fait en cubes. Le volume de boues sera, quant à lui, plus élevé, soit 51 m³ au lieu de 44 m³. Les coûts de réajustement du pH seront évidemment plus élevés lorsque le ratio de 2 moles d'aluminium par mole de phosphore sera employé. C'est cependant au niveau du temps de personnel que le Biodôme gagnera, en sauvant 21 cuvées. Un exemple de calcul peut être consulté à l'annexe 5, section A5.4.

3.2.1.3.2 Coût de l'utilisation du Percol LT27 lors du traitement en cuvée de 150 000 litres

Le coût de l'utilisation du Percol LT27 restera le même puisque qu'une quantité de 2,6 kg est nécessaire lorsqu'on utilise l'alun à une concentration de 24 mg Al^{3+}/L dans un traitement hypothétique de 3 250 000 Litres alors qu'un sac de Percol LT27 contient 25 kg. Par contre, il sera utile de connaître la quantité de Percol qui devra être employée lors de chaque cuvée. Cette quantité pourrait être estimée en fonction de la masse de $\text{Al}(\text{OH})_3$ produit et sachant que la dose optimale de Percol LT27 est de 0,8 mg/L pour obtenir une turbidité de 1,1 NTU lorsque qu'une quantité d'alun équivalente à 24 mg Al^{3+}/L est ajoutée. L'évolution de la quantité de Percol LT27 à ajouter en fonction de la masse de $\text{Al}(\text{OH})_3$ produit est indiquée à l'annexe 5 section A5.4.

3.2.1.3.3 Coût de réajustement du pH lors du traitement en cuvée de 150 000 litres

Sachant qu'il en coûte \$2960 pour réajuster le pH lorsque 3 250 000 litres sont traités avec une concentration d'alun équivalente à 24 mg Al^{3+} /L, il en coûterait \$136 lors de l'ajout de la même concentration dans 150 000 litres. Cette somme diminuera à mesure que la concentration d'alun ajoutée diminuera. Toutefois, de façon cumulative, il ne devrait pas y avoir d'écarts significatifs avec le montant estimé de \$2960.

3.2.1.4 Recommandation d'un essai à grande échelle

Les réservoirs de 150 000 L présents au Biodôme pourraient servir à la coagulation et à la floculation, moyennant quelques ajustements qui ne peuvent être qualifiés ou quantifiés à l'échelle laboratoire. Ainsi, un essai à grande échelle permettrait de savoir si la coagulation-floculation est bel et bien un choix envisageable au Biodôme.

Les doses d'alun et de polymère nécessaires, ainsi que les coûts du réajustement de pH et le volume des boues qui sera produit sont connus. Toutefois, la connaissance de ces paramètres est basée sur un essai à échelle laboratoire et lors du passage à grande échelle, différents réajustements seront à prévoir. Par exemple, lors de l'essai de coagulation-floculation au laboratoire, le mélangeur permettait un mélange parfait de l'alun, du polymère et de l'eau. Dans les réservoirs, le mélange risque d'être moins bon et une plus grande quantité de produit pourrait être nécessaire.

Si le Biodôme accepte de passer à un essai à grande échelle, la préparation de l'essai devra se faire en collaboration avec les services techniques afin de clarifier les points suivants:

- le processus qui sera employé pour ajouter le coagulant et le polymère (par exemple: le coagulant sera-t-il ajouté à mesure que le réservoir se remplit ou une fois que le réservoir est rempli?);
- le réservoir qui sera employé en tenant compte des facilités de mélange et d'évacuation des boues;
- l'endroit où se fera le réajustement du pH;
- le personnel disponible pour effectuer l'essai;
- la capacité de l'équipement disponible au Biodôme pour effectuer l'essai, notamment celle des pompes pour évacuer le surnageant.

L'essai permettra de déterminer les éléments suivants:

- la dose d'alun et de Percol qui devra dorénavant être ajoutée;
- l'efficacité des mélanges rapides et lents;
- la possibilité réelle de faire le traitement avec les installations existantes au Biodôme;
- le temps que prendra l'exécution de la totalité du traitement (remplissage, injection de l'alun et du Percol, décantation, évacuation du surnageant vers un autre réservoir, réajustement du pH, etc.).

Après l'étape de décantation, des échantillons seront prélevés dans le bassin pour effectuer les analyses suivantes:

- orthophosphates (la concentration initiale sera elle aussi mesurée avant l'essai);
- le pH;
- l'alcalinité;
- la turbidité;
- l'aluminium total.

Par la suite, l'eau pourra être transférée à un autre réservoir pour le réajustement du pH. Avant de réinjecter l'eau dans l'écosystème, les paramètres suivants devraient de nouveau être mesurés:

- pH;
- aluminium total.

Si la concentration d'aluminium est acceptable (0,05 mg/l et moins), l'eau pourra éventuellement être retournée à l'écosystème. Si la concentration d'aluminium est jugée trop élevée dans le bassin, deux choix se présenteront:

- diluer l'eau dans le reste de l'écosystème et voir le résiduel d'aluminium éliminé pour cette cuvée;
- jeter l'eau à l'égout.

Il est évident qu'un tel type d'essai peut entraîner la perte complète de l'eau en raison d'une mauvaise réaction de l'alun avec l'eau due à un mélange déficient. Toutefois, il est peu probable que cette situation se produise en raison du pH de l'eau suite à l'ajout de l'alun. Entre un pH de 5,0 et 7,8, l'aluminium en contact avec l'eau forme un floc d' $\text{Al}(\text{OH})_3$ très peu soluble. Ce floc peut décanter par lui-même avec le temps, même sans l'ajout de polymère. De plus, le réajustement du pH se fera dans un autre réservoir pour éviter en changeant le pH, d'obtenir un composé d'aluminium plus soluble qu' $\text{Al}(\text{OH})_3$. Hors de la plage allant de 5,0 à 7,8, l'aluminium forme des composés un peu plus solubles. Toutefois, c'est l'ion libre d'aluminium qui est le plus toxique pour les poissons. Cette forme se retrouve seulement en présence d'un pH inférieur à 4,5 (Tardat-Henry, 1989) et il est évident que le Biodôme se débarrasserait d'une telle eau.

Les coûts pour un tel essai comprendront l'achat d'un baril d'alun (\$150), d'un sac de Percol (\$165) et le réajustement du pH (environ \$140, basé sur les essais de

laboratoire). Le coût du personnel lors de l'essai doit être ajouté ainsi que les coûts de livraison des produits, les taxes et les autres imprévus. Si la totalité de l'eau doit être rejetée à l'égout, le remplacement de l'eau coûtera \$7500 (calcul basé sur un coût de \$0,05/L d'eau de mer préparée au Biodôme). Cet investissement de temps et d'argent permettra de voir s'il en vaut vraiment la peine pour le Biodôme d'aller plus loin avec cette méthode.

3.2.1.5 Conclusion

La coagulation chimique est donc efficace pour abaisser la concentration d'orthophosphates en autant que la concentration initiale soit élevée. De plus, plus le volume d'eau à traiter est important, plus cette concentration diminue rapidement. Pour la situation qui prévaut au Biodôme, soit un réservoir de 150 000 L et une eau demandant une dose maximale de 30 mg Al^{3+} /L pour abaisser la concentration de phosphore autour de 0,5 mg P/L, on ne peut faire mieux que ce qui a été présenté plus haut. La figure 3.4 démontre clairement que plus la concentration en orthophosphates dans le SLM diminue, plus le nombre de cuvées pour abaisser de nouveau la concentration augmente. Sur la figure 3.4, on peut considérer que cet étalement débute lorsque la concentration atteint 7 mg P/L. Pour des doses initiales optimales de 24 et 30 mg Al^{3+} /L, il faudrait respectivement 25 et 21 cuvées de 150 000 litres pour atteindre 7,1 mg P/L.

3.2.2 Essai avec le chitosane

Le chitosane a fait l'objet de tests de floculation (voir protocole expérimental de l'annexe 3, section 3.2), mais rien n'a pu permettre de croire que ce produit puisse enlever les orthophosphates dans l'eau de mer du Saint-Laurent marin. Ce produit n'est pas affecté par la température, mais est efficace lorsqu'il y a présence de turbidité et que le pH oscille autour de 6,8 (Harrire, 1999), deux conditions non présentes au

Biodôme. Les résultats préliminaires effectués sur le chitosane sont présentés à la figure 3.5 . Lors des essais, aucun floc n'a pu être observé, indiquant que le chitosane ne peut réagir avec l'eau du Biodôme. Cette eau contient trop peu de matières en suspension pour former un floc.

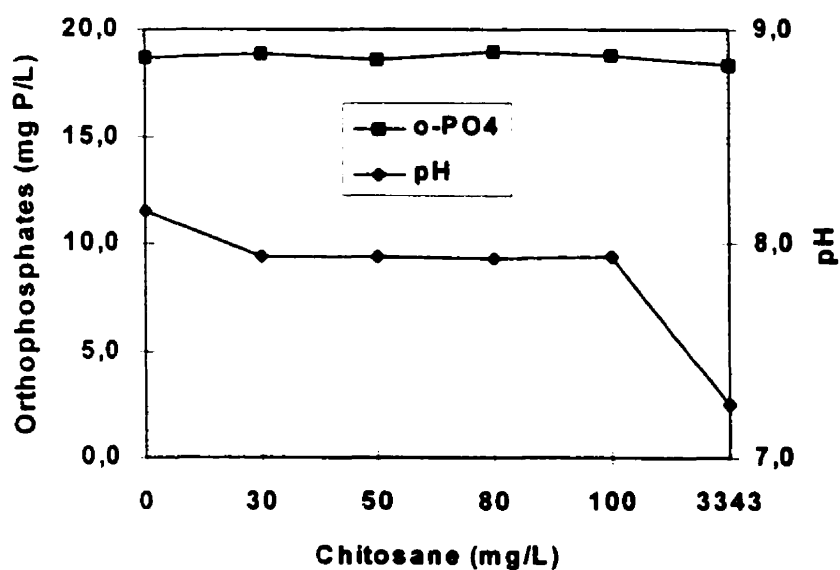


Figure 3.5: Évolution des orthophosphates et du pH en fonction de la concentration de chitosane ajoutée

En raison des résultats (voir annexe 4, section A4.4) décevants concernant l'enlèvement des orthophosphates, le chitosan a été éliminé et ne fera plus l'objet d'autres essais.

3.2.3 Essais avec substrats calcaires

De la roche calcaire provenant de la carrière Montréal-Est (Lafarge), de la carrière de Ste-Justine-de-Newton (Désourdy) ainsi que des résidus d'aciérie de la compagnie Sidbec-Dosco ont été testés afin de déterminer leur capacité d'adsorption du phosphore. Différentes granulométries de ces substrats ont été testées. Le protocole expérimental pour ces essais préliminaires d'adsorption est présenté à l'annexe 3, sections A3.3 et A3.4, alors que les résultats sont montrés au tableau 3.15 ainsi qu'aux figures 3.6 et 3.7.

Tableau 3.15: Résultats de tests d'adsorption avec différents substrats calcaires (concentration initiale de 17,7 mg P/L)

Provenance	granulo (mm)	masse (g)	Vol. eau (L)	ratio théorique (L/g)	o-PO ₄ fin. (mg P/L)	enl. P
Ste-Justine-de-Newton	5 - 10	51,0	1,00	20	17,3	2 %
Ste-Justine-de-Newton	5 - 10	50,6	0,50	10	14,6	18 %
Ste-Justine-de-Newton	2,5 - 5	50,2	1,00	20	16,8	5 %
Ste-Justine-de-Newton	2,5 - 5	50,7	0,50	10	13,5	24 %
Ste-Justine-de-Newton	0 - 2,5	50,6	1,00	20	14,9	16 %
Ste-Justine-de-Newton	0 - 2,5	50,8	0,50	10	10,8	39 %
Montréal-Est	5 - 10	50,8	1,00	20	17,0	4 %
Montréal-Est	5 - 10	50,3	0,50	10	13,6	23 %
Montréal-Est	0 - 5	50,7	1,00	20	15,4	13 %
Montréal-Est	0 - 5	50,9	0,50	10	9,6	46 %

Les performances d'enlèvement du phosphore sont médiocres lorsqu'un ratio de 20 L/g est utilisé et meilleures lorsque le ratio est de 10 L/g. On note par ailleurs que l'enlèvement obtenu pour un matériau est inversement proportionnel à sa

granulométrie, ce qui s'explique par la plus grande surface spécifique du substrat disponible, donc par la présence plus nombreuse de sites d'adsorption. En raison de ces résultats décevants, il n'est pas recommandé de poursuivre d'autres essais avec du substrat calcaire.

3.2.4 Essais avec la scorie d'aciérie

Les figures 3.6 et 3.7 représentent ces essais pour des granulométries de 0-5 mm et 5-10 mm.

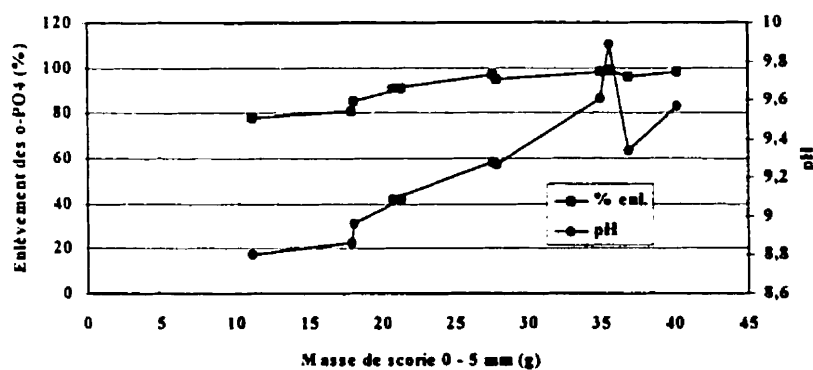


Figure 3.6: Évolution de l'enlèvement des orthophosphates et du pH en fonction de la masse de scorie 0 - 5 mm ajoutée ($[\text{P}]_{\text{initiale}} = 17,2 \text{ mg/L}$)

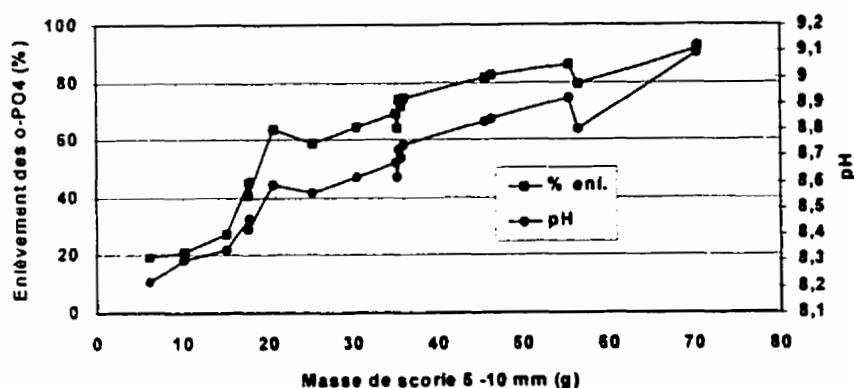


Figure 3.7: Évolution de l'enlèvement des orthophosphates et du pH en fonction de la masse de scorie 5 - 10 mm ajoutée ($[P]_{\text{initiale}} = 17,2 \text{ mg/L}$)

Pour la scorie de granulométrie 5-10 mm, on obtient en moyenne, lorsque 35 grammes sont ajoutés, 71% d'enlèvement du phosphore et un pH final moyen de 8,69 alors qu'on obtient environ 98 % d'enlèvement du phosphore et un pH final de 9,61 lorsque 35 grammes de scorie 0-5 mm sont ajoutés. Les figures 3.6 et 3.7 permettent d'observer que plus la granulométrie est fine, plus l'efficacité d'enlèvement est élevée et plus le pH augmente.

Ce type d'essai est idéal pour trier différents substrats et déterminer ceux potentiellement intéressants pour l'enlèvement du phosphore. Toutefois, il ne permet pas de déterminer ni le niveau de saturation que peut atteindre le substrat (g P adsorbés/kg de substrat) ni le temps de contact idéal. De plus, ce type d'essai implique un brassage constant de l'eau et du substrat, ce qui n'est pas le cas dans la réalité où l'eau percole ou circule à travers un lit de substrat passif. De plus, la granulométrie 0-5 mm, aussi performante soit-elle, risque d'avoir une faible conductivité hydraulique, ce qui pourrait entraîner un colmatage du lit filtrant.

3.2.4.1 Essais recommandés avec la scorie d'aciérie

Afin de connaître la capacité d'adsorption du substrat, le temps de contact idéal et le comportement hydraulique pour chacune des granulométries, des essais en colonne représentent le meilleur choix. Une fois ces deux paramètres déterminés, il sera possible de connaître les dimensions nécessaires d'un éventuel lit filtrant au Biodôme ainsi que le temps de contact requis avec le lit filtrant. La superficie de ce marais filtrant, rappelons-le, peut être fragmentée et répartie dans les estrades du Biodôme. L'annexe 3, section A3.6 présente le montage ainsi que le protocole expérimental suggéré pour les essais en colonne au Biodôme.

3.2.5 Conclusion

Pour la coagulation chimique, c'est l'alun qui a été recommandé comme coagulant. Les coûts de son utilisation, de l'ajout d'un polymère et du réajustement du pH suite à un traitement, sont présentés au tableau 3.12 de la section 3.2.1.2.14. Si une concentration de 24 mg Al^{3+} /L est visée pour abaisser les orthophosphates de la concentration actuelle à une concentration de 1,6 mg P/L, il aura fallu 1,6 moles d'aluminium ajoutées par mole de phosphore enlevée. Un tel ratio requiert 76 traitements en cuvées de 150 000 litres pour arriver à une concentration résiduelle dans le SLM de 2 mg P/L. En utilisant une concentration de 30 mg Al^{3+} /L, le ratio est de 2 moles d'aluminium ajoutées par mole de P enlevée et il faudrait 50 traitements en cuvées de 150 000 Litres.

Un total de 76 ou 50 cuvées de 150 000 litres pour arriver à 2 mg P/L demanderait beaucoup de temps de personnel. La figure 3.4 de la section 3.2.1.3.1 permet de constater que le traitement de coagulation est efficace jusqu'à la concentration de 7 mg P/L et que, par la suite, chaque cuvée élimine une faible quantité de phosphore. Un traitement jusqu'à 7 mg/L demanderait 21 ou 25 cuvées de 150 000 litres si des

concentrations initiales d'aluminium de 30 mg Al^{3+} /L ou de 24 mg Al^{3+} /L sont ajoutées.

Il pourrait donc être intéressant pour le Biodôme d'abaisser la concentration de phosphore jusqu'à 7 mg P/L et de prévoir une deuxième forme de traitement pour abaisser la concentration davantage. La scorie d'aciérie, employée comme substrat d'adsorption du phosphore en lit adsorbant, pourrait être un bon choix. Jusqu'à présent, la scorie d'aciérie semble efficace pour adsorber le phosphore. Cependant, certains paramètres manquent encore pour pouvoir prévoir la faisabilité d'un tel traitement au Biodôme. Un montage expérimental a donc été suggéré (voir annexe 3 section A3.6). Ce montage permettra d'obtenir la valeur des paramètres manquants (capacité d'adsorption du phosphore par le substrat et temps de contact idéal) et de faire un dimensionnement de la superficie qui serait nécessaire pour abaisser la concentration de phosphore de 7 mg P/L à 2 mg P/L.

Le chitosane n'a pas donné de résultats quant à sa capacité d'abaisser la concentration de phosphore dans une eau comme celle du SLM et ne fera pas l'objet d'autres études.

Le substrat calcaire ne fera plus l'objet de ce mémoire en raison de ses performances décevantes.

3.3 Expérimentation pilote

3.3.1 Essai à grande échelle de coagulation-floculation avec l'alun

Les essais de floculation et l'analyse économique de la section précédente ont permis de recommander un essai de floculation à grande échelle dans un des bassins

actuellement en place au Biodôme. Un tel essai permettrait de connaître la dose réelle de coagulant à ajouter, l'efficacité des mélanges rapides et lents, la faisabilité technique d'un tel type de traitement avec l'eau du Biodôme ainsi que le temps, la main-d'oeuvre et une estimation des coûts que nécessiterait un traitement par coagulation au Biodôme. Toutefois, en raison d'un agenda trop serré, cet essai n'a pu se faire dans le cadre de cette maîtrise. Une rencontre a cependant pu avoir lieu entre messieurs Jean Bouvrette, des Services Techniques du Biodôme et Frédéric Monette, professeur associé et spécialiste en floculation au laboratoire de la STEPPE-UQAM (C. P. 8888, Succursale centre-ville, Montréal, Canada, H3C 3P8). Cette rencontre a permis d'identifier le bassin le plus susceptible de réaliser un traitement de floculation parmi les trois bassins de 150 m³ du Biodôme. De plus, la façon de mélanger le coagulant et le polymère a pu être abordée en fonction des installations. Tous étaient d'accord pour dire que le caractère unique des installations fera en sorte que les premiers traitements à échelle réelle serviront à optimiser le procédé et ainsi en venir à un protocole d'opération. Puisqu'un tel traitement sera utilisé sporadiquement, i.e. lorsque la concentration des orthophosphates dans l'écosystème sera jugée élevée, plusieurs opérations seront manuelles afin d'éviter les coûts d'automatisation.

Les sections suivantes permettront de préciser les conclusions de cette rencontre. De plus, à la demande des Services Techniques, un essai en laboratoire a été effectué pour connaître le pH de l'écosystème si une cuvée traitée à l'alun était retournée dans l'aquarium sans au préalable subir un réajustement de pH. Le fait de ne pas avoir à réajuster le pH après chaque traitement permettra de sauver des coûts en main-d'oeuvre et probablement en bicarbonate/carbonate de soude.

3.3.1.1 protocole de traitement à l'alun dans le bassin R-O1

Le réservoir de 150 m³ qui sera employé est celui servant à préparer l'eau de mer (réservoir R-O1). Juste au-dessus de ce réservoir se trouve un petit bassin de forme

rectangulaire. Ce bassin est employé pour dissoudre le sel et il servira à favoriser un bon contact (mélange rapide) entre le coagulant et l'eau de mer. La figure 3.8 illustre le bassin R-O1 ainsi que les différentes étapes envisagées du procédé à l'alun. Les numéros encerclés représentent une étape décrite au paragraphe suivant.

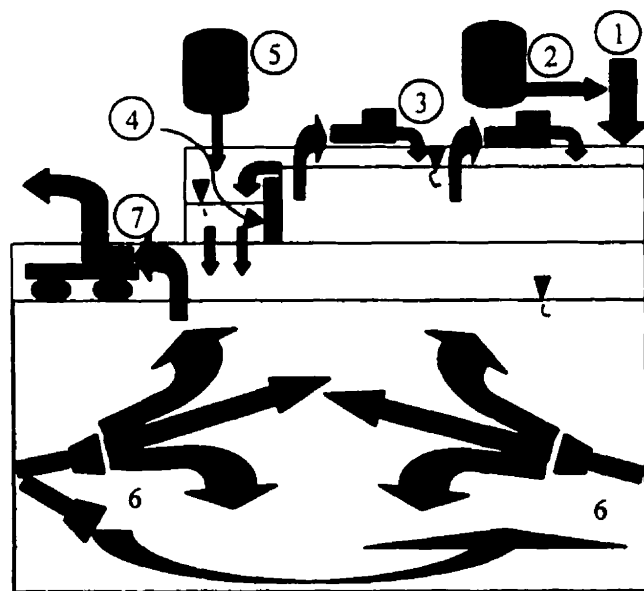


Figure 3.8: Schéma possible pour la coagulation chimique au Biodôme dans le réservoir R-O1

Les étapes du traitement sont indiquées sur le schéma (figure 3.8) et résumées ci-dessous : étape 1) arrivée par gravité de l'eau en provenance du réservoir de stockage R-O1. Le coagulant sera injecté dans la conduite (étape 2) juste avant la sortie du tuyau d'alimentation du réservoir. Des pompes de piscine (étape 3) seront installées le long du bassin afin de permettre un mélange vigoureux favorisant ainsi un meilleur contact entre le coagulant et le liquide. Les pompes pourraient être remplacées par de l'air injecté en différents points du bassin. Dans l'éventualité où l'eau proviendrait d'un endroit autre que le R-O1 et que cette eau parvienne au bassin sous pression, la

turbulence provoquée à la sortie pourrait remplacer l'ajout de pompes ou d'air injecté. Au bout de ce bassin rectangulaire, deux drains de plancher forceront l'eau vers le réservoir R-O1. Cependant, un déversoir (étape 4) sera installé en amont des drains pour cloisonner la zone de mélange rapide et permettre à l'eau de s'écouler directement dans les drains. Le polymère sera injecté au-dessus des drains (étape 5) et le mélange rapide avec le polymère se fera lors de la chute de l'eau vers le réservoir. Une solution de 0,03% de polymère devrait avoir une viscosité suffisante pour cette opération. Le niveau d'eau dans le réservoir montera graduellement et lorsque les tuyères seront complètement submergées (ou une fois le réservoir complètement rempli), celles-ci seront mises en route (étape 6) afin de favoriser un mélange lent permettant le contact entre les microflocs, ce qui amorcera la décantation. Ce mélange durera le temps (environ 20 à 30 minutes) que des flocs d'une grosseur jugée satisfaisante pour une bonne décantation soient en majorité dans le bassin. Une fois la décantation terminée, une pompe flottante (étape 7) démarrera afin d'évacuer le surnageant sans toutefois aspirer les flocs décantés. L'eau sera alors retournée dans son bassin d'origine afin de réajuster le pH. L'eau pourrait toutefois être retournée directement dans l'écosystème si grâce à la dilution le pH du SLM n'est pas affecté radicalement et subitement. À la demande du Biodôme, une expérience visant à simuler le retour dans l'écosystème d'une cuvée de 150 000 L traitée à l'alun dont le pH n'a pas été réajusté. Les résultats sont présentés à la section suivante.

3.3.1.2 Expérience de dilution

Cette expérience a permis de simuler le retour dans l'écosystème d'une cuvée de 150 000 L traitée à l'alun dont le pH n'a pas été réajusté. En fait, 8 cuvées consécutives ont été ajoutées au volume représentant l'ensemble du SLM. Le pH et l'alcalinité ont été suivis après l'ajout de chacune des cuvées. Pour l'essai, 19,6 L d'eau de mer du SLM ont été employés pour simuler les 3 250 000 Litres du SLM. De ce volume, 900 ml ont été prélevés afin de subir un traitement à l'alun de la même façon que lors de l'essai de

coagulation-floculation présenté à l'annexe 3, section A3.1. Les différents volumes d'eau ont été fixés afin de respecter la proportion qui sera employée à grande échelle soit 4,6% ou 150 000 L d'eau traitée à la fois sur un total de 3 250 000 L. Le protocole expérimental est présenté à l'annexe 3, section A3.5.

3.3.1.2.1 Résultats

Les résultats de cette expérience de dilution sont présentés au tableau 3.16.

Tableau 3.16: Évolution du pH, de l'alcalinité et des orthophosphates d'un volume d'eau de 19,6 L dont une fraction a été traitée à l'alun puis retournées au volume initial sans ajustement de pH.

	pH	alcalinité	orthophosphates
volume initial d'eau du SLM:	7,99	282	18,8
cuvée 1: ajout de 24,0 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 1 au volume initial:	7,91	276	N/D
cuvée 2: ajout de 22,9 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 2 au volume initial:	7,85	272	N/D
cuvée 3: ajout de 21,8 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 3 au volume initial:	7,80	265	N/D
cuvée 4: ajout de 20,8 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 4 au volume initial:	7,74	261	N/D
cuvée 5: ajout de 19,9 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 5 au volume initial:	7,69	258	N/D
cuvée 6: ajout de 18,9 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 6 au volume initial:	7,64	253	N/D
cuvée 7: ajout de 18,1 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 7 au volume initial:	7,60	252	N/D
cuvée 8: ajout de 17,2 mg Al^{3+} /L			
retour de la cuvette 8 au volume initial:	7,53	250	13,9

3.3.1.2.2 Discussion

3.3.1.2.2.1 pH et alcalinité

Cette expérience a permis de simuler l'effet qu'aurait à grande échelle le retour du surnageant provenant d'une cuvette de 150 000 L directement dans le SLM. Ainsi, le pH

de l'écosystème passerait de 7,99 à 7,53 suite à l'ajout de 8 cuvées consécutives traitées à l'alun. Les poissons marins, quant à eux, ont besoin d'une eau dotée d'un pH oscillant entre 7,8 et 8,5, mais préférablement au-dessus de 8 (De Graaf, 1975). Au début du traitement par coagulation, un maximum de 3 cuvées traitées dans la séquence montrée au tableau 3.16 pourraient être ajoutées directement à l'écosystème. Il est cependant conseillé d'ajouter au SLM seulement 2 cuvées dont le pH n'a pas été réajusté afin d'éviter de descendre sous la limite de 7,8. Par la suite, au fur et à mesure que les doses de coagulant à chaque cuvée diminueront, le pH diminuera moins rapidement et il sera possible de traiter un plus grand nombre de cuvées sans réajuster le pH à de courts intervalles.

L'alcalinité ne semble pas être très perturbée par l'effet de dilution. Après l'ajout de 3 cuvées, elle n'a chuté que de 11 mg CaCO_3/L . Si le pH est réajusté avant de chuter sous 7,8, l'alcalinité sera constamment réajustée. Il n'y a donc pas de risque de se retrouver avec une eau de faible alcalinité, ce qui pourrait rendre instable le traitement à l'alun.

De façon pratique pour le Biodôme, l'alternative la plus plausible pour le réajustement du pH serait de retourner l'eau à l'écosystème via la chaîne de traitement (en aval des filtres à sable) et de surveiller le pH régulièrement afin de le réajuster au besoin à partir du percolateur à bio-billes, soit au même endroit où le pH est réajusté présentement. Il ne sera pas possible de réajuster le pH dans le bassin où a eu lieu la floculation puisque les floccs de $\text{Al}(\text{OH})_3$ seront au fond du bassin et qu'une hausse de pH pourrait favoriser leur solubilisation.

Chose certaine, le pH devra être régulièrement vérifié, surtout si le Biodôme décide de commencer le traitement avec une concentration plus élevée d'alun (30 mg Al^{3+}/L). Comme mentionné à la section 3.2.1.3.1, la concentration d'orthophosphates pourrait être abaissée plus rapidement en employant la concentration de 30 mg Al^{3+}/L . Si dans

ce cas, le pH dans l'écosystème diminuera plus rapidement si une cuvée traitée à l'alun est envoyée directement dans le SLM.

3.3.1.2.2.2 Orthophosphates

Cette simulation a permis de valider la simulation présentée à l'annexe 5, section A5.4. Cette simulation démontrait qu'avec une concentration initiale de 18,9 mg PO₄-P/L et l'ajout d'une concentration d'alun équivalente à 24 mg Al³⁺/L et, par la suite, de doses d'alun respectant le ratio 1,6 Al/P, la concentration après 8 cuvées serait de 13,4 mg PO₄-P/L, soit une efficacité d'enlèvement de 29%. Dans le cas de l'expérience simulant l'effet du pH dans le SLM, la concentration en orthophosphates est passée de 18,8 mg PO₄-P/L à 13,9 mg PO₄-P/L en 8 cuvées soit une efficacité d'enlèvement de 26%. La simulation de l'annexe 5, section 5.4, supposait qu'un ratio de 1,6 Al/P serait suffisant pour arriver à une concentration de 2 mg P/L. Toutefois, cette simulation ne tenait pas compte du fait qu'à mesure que la concentration de phosphore diminue, une plus grande quantité d'alun est nécessaire pour abaisser la concentration d'orthophosphates. Le fait que l'efficacité d'enlèvement du phosphore présentée à l'annexe 14 soit de 29 % et que la simulation pratique ait donné une efficacité d'enlèvement de 26% montre que le ratio de 1,6 Al/P aurait avantage à être augmenté graduellement au fur et à mesure que la concentration de phosphore diminue dans le SLM. Toutefois, l'écart de 3% entre les simulations pratiques et théoriques n'est pas alarmant et le ratio pourra être augmenté si la pratique à grande échelle en démontre la nécessité après plus de 8 cuvées.

3.3.1.2.3 Conclusion

Il sera donc possible lors d'un traitement à l'alun de retourner le surnageant directement dans l'écosystème à tous les 2 ou 3 cuvées traitées dans le réservoir R-O1. Toutefois, le personnel du Biodôme devra être aux aguets afin de s'assurer que le pH ne chute pas en-dessous de 7,8. Il sera plus simple de procéder ainsi puisque l'ajustement du pH se fera au même endroit qu'actuellement et de la même façon, soit à

partir du percolateur à bio-billes en vidant les sacs de bicarbonate/carbonate de sodium par la trappe d'accès au sommet du percolateur.

La méthode de coagulation à l'alun est éprouvée techniquement. Cependant, puisqu'elle sera employée pour abaisser la concentration de phosphore et, par la suite, non utilisée pour quelques années, il serait trop coûteux de l'automatiser. Ainsi, du temps d'opération devra être consacré à cette tâche à chaque cuvée à moins d'aller en sous-traitance. En ce qui concerne la santé des poissons, ceux-ci ne devraient pas être affectés par la coagulation puisque l'alun forme automatiquement un précipité de $\text{Al}(\text{OH})_3$. Il ne devrait donc pas y avoir d'aluminium résiduel se retrouvant en solution dans l'écosystème. Il est toutefois recommandé de surveiller la concentration d'aluminium dans le SLM régulièrement afin de s'assurer que la concentration demeure acceptable pour les poissons.

3.3.2 Essais en colonne avec la scorie

Des essais en colonne pour déterminer la capacité d'enlèvement du phosphore de la scorie ont eu lieu et ont permis d'obtenir des informations partielles sur le pouvoir d'adsorption de la scorie d'aciérie. Le montage proposé à l'annexe 3, section A3.6, a été fabriqué. Durant cet essai, il a été impossible de contrôler les débits d'alimentation des colonnes comme prévu à l'annexe 3, section 3.6. Il a donc été décidé de concentrer l'essai sur le pouvoir d'enlèvement du phosphore de chacune des granulométries (g P enl./ kg substrat) et d'abandonner les essais sur les colonnes 1 à 5 et 6 à 10 portant sur le temps de contact optimum. Afin de connaître les débits alimentant les colonnes A et B, le volume d'eau ayant circulé au travers de chacune des colonnes était recueilli et pesé. Connaissant l'intervalle de temps entre deux pesées, le débit a ainsi pu être déterminé indirectement. La colonne B contenant la granulométrie 0-5 mm s'est colmatée après 32 jours d'opération tandis que la colonne A contenant la granulométrie

5-10 mm n'a pu être saturée en phosphore en raison d'un échéancier trop court alloué à l'expérience. Ces essais en colonne ont toutefois permis d'en connaître plus sur le comportement de ce matériau pour l'enlèvement du phosphore et de calculer une superficie préliminaire d'un lit filtrant composé de scorie pour un éventuel traitement de déphosphatation.

3.3.2.1 Résultats

Les résultats complet obtenus lors des essais en colonnes sont présentés à l'annexe 4, section A4.6.

3.3.2.1.1 Adsorption du phosphore

La figure 3.9 présente la concentration initiale d'orthophosphates dans l'eau ajoutée aux colonnes A et B ainsi que les concentrations de l'effluent de la colonne A et B.

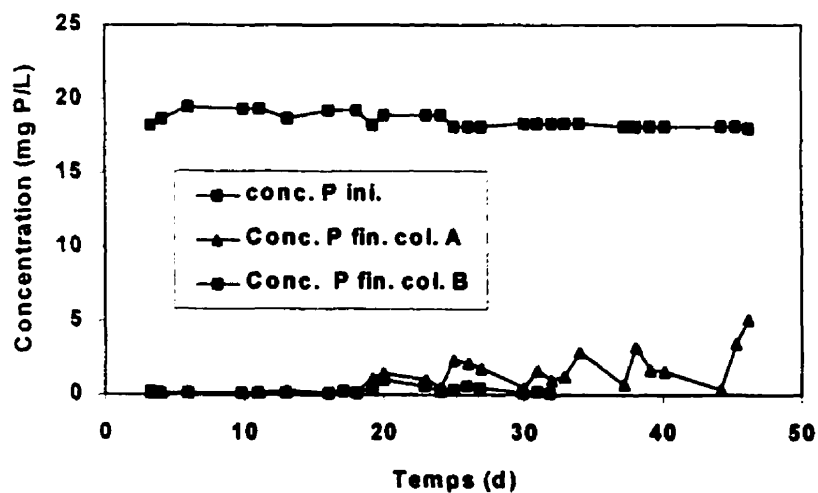


Figure 3.9: Concentration initiale d'orthophosphates dans l'eau brute et concentration finale dans l'effluent des colonnes A et B

L'efficacité d'enlèvement dépend de la concentration initiale en phosphore. Puisque l'affluent a été prélevé à la sortie du filtre à sable 2 au Biodôme et stocké dans un réservoir afin d'alimenter les colonnes, la concentration de phosphore a donc varié d'une fois à l'autre. En moyenne, la concentration en phosphore de l'affluent était de 18,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ avec un écart-type de 0,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$.

La figure 3.10 présente l'évolution des débits appliqués à la colonne A (granulométrie 5-10 mm). Cette figure présente aussi la quantité cumulative de phosphore enlevée par kg de substrat. La figure 3.11 présente le même graphique mais pour la colonne B où la granulométrie était de 0-5 mm.

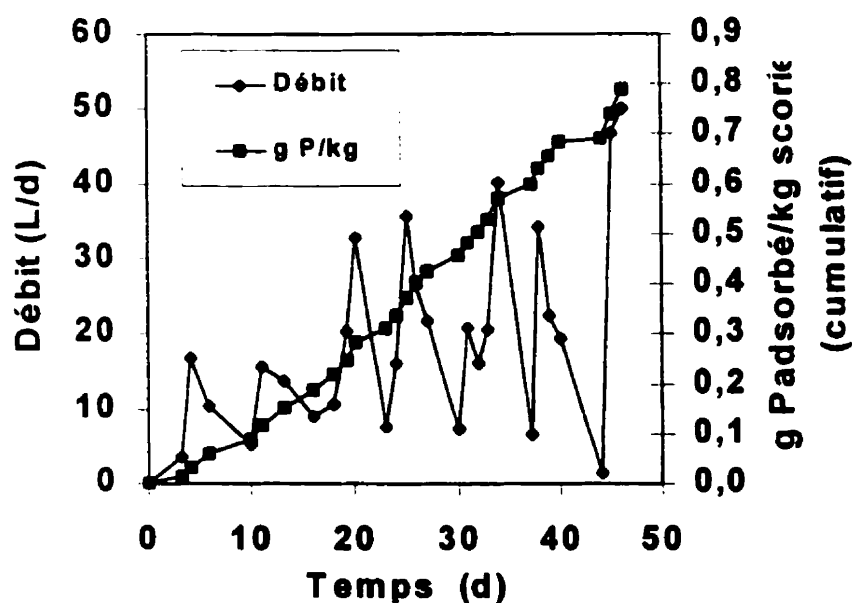


Figure 3.10: Évolution du débit et de la masse de phosphore enlevée par masse de scorie dans la colonne A (granulométrie 5-10 mm).

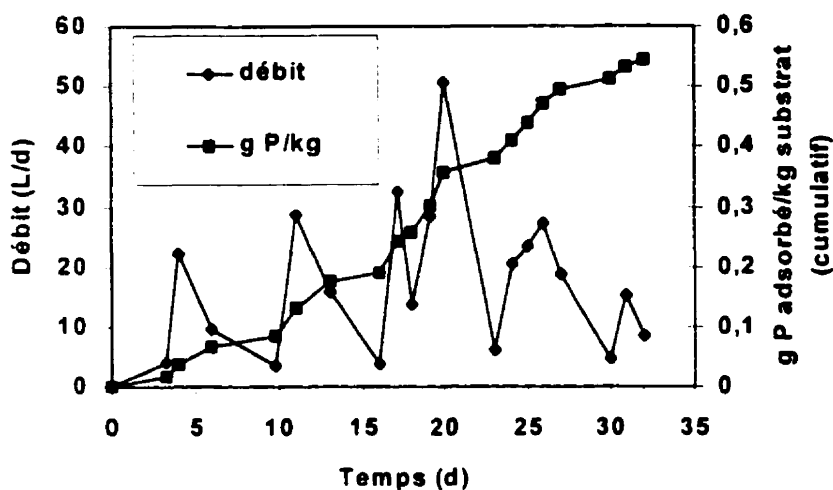


Figure 3.11: Évolution du débit et de la masse de phosphore enlevée par masse de scorie dans la colonne B (granulométrie 0-5 mm).

En ce qui concerne la colonne A (figure 3.10), la quantité de phosphore enlevée par kg de substrat était de 0,79 g P/kg substrat lors de l'arrêt de l'essai après 46 jours. Les débits sont indiqués afin de montrer que les plateaux apparaissant sur la courbe g P/kg substrat ne sont pas dûs à une saturation du milieu en phosphore, mais plutôt à des variations du débit qui ont permis le passage de différentes quantités de phosphore affectant ainsi la courbe cumulative de g P/kg substrat. L'expérience a été arrêtée pour des raisons d'échéancier et non en raison d'une saturation du milieu ou du colmatage dans la colonne.

La scorie (0-5 mm) dans la colonne B a, quant à elle, enlevé 0,54 g P/kg substrat en 32 jours (figure 3.11). Les débits sont indiqués pour la même raison que pour la colonne A. L'expérimentation a été arrêtée en raison du colmatage de la colonne probablement dû au compactage du substrat. Lors de l'essai, le compactage de la scorie dans la colonne B a pu être observé visuellement. Puisque la conductivité hydraulique à cette

granulométrie n'est pas appropriée pour un tel type de traitement, les sections suivantes analyseront les performances de la colonne A seulement.

3.3.2.1.2 pH et alcalinité

La figure 3.12 présente les variations de pH et d'alcalinité dans l'effluent lors de l'expérimentation avec la colonne A. Le débit est lui aussi ajouté afin de comprendre ces variations. De plus, la valeur moyenne des alcalinités initiales mesurées tout au long de l'expérimentation est aussi présentée sur le graphique.

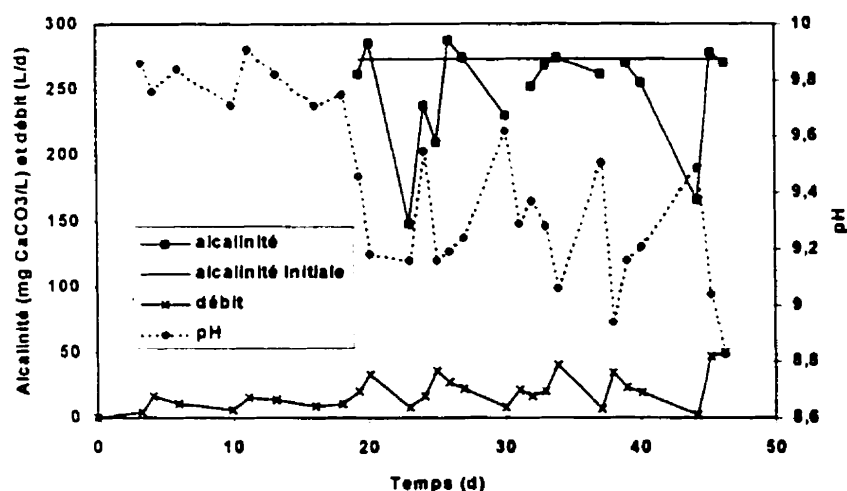


Figure 3.12: Évolution du pH, de l'alcalinité (à partir du 18^{ème} jour) et du débit dans la colonne A.

De façon générale, la tendance démontre que lorsque le débit augmente, le pH diminue et l'alcalinité reste semblable à l'alcalinité initiale, elle aussi montrée sur le graphique. Par contre, lorsque le débit est faible, le pH augmente et l'alcalinité diminue de façon appréciable.

3.3.2.1.3 Efficacité d'enlèvement

La figure 3.13 présente l'efficacité d'enlèvement du phosphore dans le temps de même que celle des débits appliqués à la colonne A lors de l'essai.

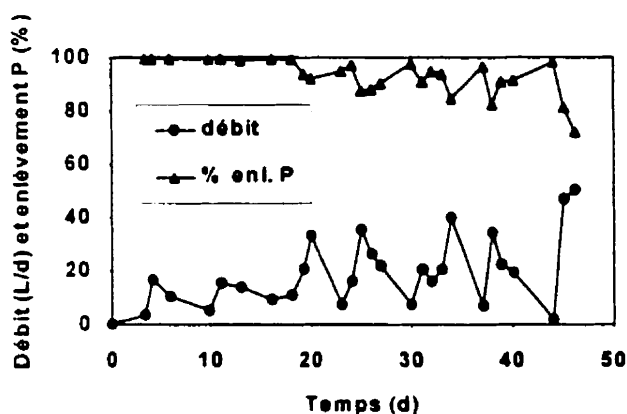


Figure 3.13: Évolution du pourcentage d'enlèvement du phosphore et du débit dans la colonne A

On peut observer de façon générale que les débits inférieurs à 33 L/d ont permis d'obtenir un pourcentage d'enlèvement du phosphore supérieur à 90% alors que les débits inférieurs à 16 L/d permettent tous un pourcentage d'enlèvement supérieur à 95%. Cette efficacité d'enlèvement diminue à mesure que le débit augmente au-delà de 33 L/d. La figure 3.14 présente l'évolution du rendement dans la colonne A en fonction du débit.

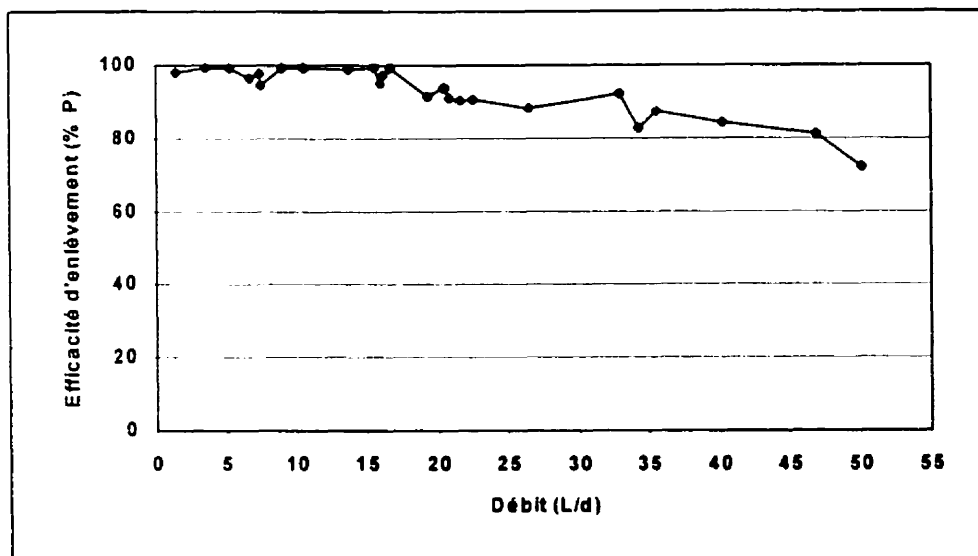


Figure 3.14: Efficacité d'enlèvement des orthophosphates en fonction du débit

3.3.2.1.4 Métaux lourds

Des échantillons ont été prélevés aux jours 3 et 33 de l'expérimentation afin de connaître l'importance de la mise en solution de certains métaux lourds présents dans la scorie. Le tableau 3.17 présente les résultats pour le chrome total, le fer total et le zinc total.

Tableau 3.17: Concentration de 3 métaux lourds dans l'eau brute et à l'effluent de la colonne A aux jours 3 et 33 de l'essai d'adsorption.

Métaux	eau brute (mg/L)	effluent jour 3 (mg/L)	effluent jour 33 (mg/L)
Chrome total	0,080	0,117	0,080
Fer total	0,16	0,21	0,16
Zinc total	0,022	0,030	0,022

On peut voir qu'il y a une augmentation de la concentration des métaux lourds à l'effluent lors du troisième jour de l'expérience. Cette augmentation des métaux lourds

à l'effluent n'a toutefois pu être observée au jour 33 où les concentrations à l'effluent étaient identiques à celles de l'eau brute. Il n'y a toutefois pas eu de duplicatas d'effectués. Dans le cas où la scorie serait employée, des tests plus poussés devraient être effectués pour s'assurer d'une possible solubilisation des métaux lourds par l'eau. La section 3.3.2.2.8 permettra de comparer différentes études qui ont eu lieu sur la solubilisation par l'eau des métaux lourds présents dans la scorie.

3.3.2.2 Discussion

3.3.2.2.1 Anomalie lors de l'expérimentation

Lors de la préparation du protocole expérimental, des essais ont été faits pour déterminer la masse volumique non compactée ainsi que le volume des vides dans la scorie (voir annexe 3, section A3.6). Il avait alors été déterminé que la masse volumique non compactée de la scorie de granulométrie 5-10 mm était de 1872 kg/m^3 alors qu'elle était de 2050 kg/m^3 pour la scorie de granulométrie 0-5 mm. Lors du remplissage des colonnes, la masse volumique était complètement différentes (405 kg/m^3 pour les deux granulométries).

Une chose est certaine : il y a bel et bien eu 13,8 kg (poids sec) de scorie dans chacune des colonnes. Ce poids sera d'ailleurs employé pour calculer le nombre de grammes de phosphore enlevés par kg de scorie (g P/kg scorie). Par contre, c'est la masse volumique mesurée lors de l'élaboration du protocole qui sera employée pour le calcul des superficies et volumes nécessaires lors de la conception préliminaire du lit filtrant. En ce qui concerne le volume des vides, le volume mesuré dans la colonne servira à déterminer le temps de contact avec la scorie lors de l'expérimentation alors que la conception du lit filtrant se fera avec le volume des vides déterminé lors de l'élaboration du protocole expérimental (44% pour la granulométrie 5-10 mm et 35% pour la granulométrie 0-5 mm).

3.3.2.2.2 *Compactage de la scorie dans les colonnes*

Puisque la colonne B s'est colmatée après seulement 32 jours, la scorie 0-5 mm qu'elle contenait ne fera plus l'objet de cette étude en raison de sa mauvaise conductivité hydraulique. Le compactage du milieu filtrant pourrait être une raison expliquant le colmatage. En effet, avant le début de l'essai, la scorie a été déposée dans la colonne sur une hauteur de 47 cm à partir du fond de la colonne. Suite à la mise en route de l'essai, il y a eu compactage du milieu filtrant qui, après 32 jours, ne faisait plus que 44 cm de haut à partir du fond de la colonne. Une autre hypothèse serait qu'il y ait eu déplacement des particules fines vers les interstices entre les grains plus grossiers, diminuant ainsi la conductivité hydraulique. L'absence quasi-totale de matière organique dans l'eau du SLM permet de rejeter l'hypothèse de la présence d'une biomasse colmatante qui serait venue entraver la conductivité hydraulique. Cette granulométrie pourrait être toutefois une avenue intéressante si mélangée avec un matériau de conductivité hydraulique performante comme le sable. Blowes et al. (1997) proposent d'ailleurs de mélanger les particules fines d'oxide de métal avec des matériaux plus grossiers pour favoriser la perméabilité du milieu. En ce sens, un mélange optimal pour les besoins du Biodôme pourrait faire l'objet d'études ultérieures.

Quant à la colonne A, contenant la granulométrie 5-10 mm, aucun compactage n'a été observé et cette granulométrie fera l'objet des prochains points de discussion.

3.3.2.2.3 *Enlèvement du phosphore*

La scorie de granulométrie 5-10 mm a adsorbé 0,79 g P/kg substrat en 46 jours. L'arrêt de l'essai a eu lieu pour des raisons d'échéancier et non en raison de la saturation du milieu filtrant. Après 46 jours d'essais, il n'a pas été possible d'observer des ralentissements très significatifs des performances en raisons des variations de débits. Les résultats obtenus pour l'adsorption du phosphore par la scorie lors des essais en colonnes sont supérieurs à ceux obtenus par Mann et Bavor (1993) soit 0,42 g P/kg

pour une granulométrie de 10-20 mm et inférieurs à ceux de Sakadevan et Bavor (1998) qui ont obtenu un enlèvement de 44,2 g P/kg scorie (granulométrie non mentionnée). Les résultats de ces auteurs sont toutefois basés sur des essais d'adsorption avec l'isotherme de Langmuir et non pas fait l'objet d'essais en colonne.

De façon générale, lors des 46 jours d'expérimentation, l'efficacité de l'enlèvement du phosphore dépendait du temps de contact avec la scorie. La baisse d'efficacité de l'enlèvement du phosphore ne peut être associée à la saturation du milieu filtrant en phosphore. La figure 3.10 montre que les débits élevés ont favorisé une baisse de l'efficacité d'enlèvement du phosphore. Toutefois, lorsqu'un faible débit était appliqué entre deux intervalles de débits élevés, l'efficacité d'enlèvement redevenait supérieure à 95%. Comme le quotient du volume des vides dans la colonne A (2,875 L) par le débit donne le temps de contact, on peut affirmer que des temps de contacts supérieurs à 3,5 heures ont permis d'obtenir un pourcentage d'enlèvement du phosphore supérieur à 90% alors que les temps de contacts supérieurs à 4,3 heures permettent tous un pourcentage d'enlèvement supérieur à 95%. Lors de l'essai, une efficacité d'enlèvement de 71% a été obtenu avec le temps de contact le plus court soit 1,4 heures (débit de 50 L/d). Le temps de contact le plus long fut de 47 heures et l'efficacité d'enlèvement de 98%.

3.3.2.2.4 *pH et alcalinité*

Le pH de l'eau a toujours augmenté après traitement dans la colonne. Cette augmentation est due à la chaux (CaO) qui constitue une des composantes de la scorie (Blowes et al., 1997). L'alcalinité de l'effluent, quant à elle, demeurerait semblable à celle de l'affluent (moyenne de 273 mg CaCO₃/L avec un écart type de 3,5) lorsque le pH demeurerait inférieur à 9,15. Par contre, on a observé à l'occasion que plus le pH augmentait, plus l'alcalinité chutait. Toutefois, cette tendance n'a pu être vérifiée de façon absolue. Cette baisse de l'alcalinité pourrait être expliquée par la présence importante d'ions OH⁻ à un pH élevé et par leur précipitation sous forme

d'hydroxyapatite. Puisque les ions OH^- sont une composante de l'alcalinité (voir équation 2,9), leur précipitation expliquerait la chute de l'alcalinité. La section suivante précise cette hypothèse. De plus, la précipitation des ions carbonates à des pH élevés contribu à abaisser l'alcalinité.

3.3.2.2.5 Mécanismes d'adsorption

La section 2.10.5.2.3 mentionne 3 principaux mécanismes d'enlèvement du phosphore: l'adsorption de l'ion phosphate sur la couche d'hydroxyde de métal (Fe, Al, Mn...), la précipitation du phosphate de métal sur la couche d'hydroxyde présente autour de la scorie et finalement la précipitation du phosphate de calcium. Puisque ces essais en colonne n'ont pas été mis en route dans le but de connaître le mécanisme d'enlèvement du phosphore, il est difficile d'affirmer avec exactitude lequel ou lesquels des mécanismes d'enlèvement du phosphore a ou ont eu lieu. En raison du pH fréquemment supérieur à 9,1, de la chute de l'alcalinité, et de la présence constante de calcium qui est un élément majeur dans les sels de mers artificiels employés pour la fabrication de l'eau de mer du Biodôme, une explication possible serait qu'il y ait eu précipitation d'hydroxyapatite ou HAP ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$). La précipitation de HAP entraîne une baisse de la concentration d'ions hydroxyde (OH^-) et une libération d'ions hydrogène (voir équation 2.14), ce qui expliquerait la baisse de l'alcalinité observée fréquemment lors de l'essai. Johansson et Gustafsson (2000) affirment que le mécanisme majeur d'enlèvement du phosphore avec la scorie d'aciérie est la précipitation par hydroxyapatite surtout lorsque les pH sont supérieurs à 9. À un tel pH, le phosphore se retrouve en solution principalement sous la forme de l'ion phosphate (PO_4^{3-}) ce qui représente la forme de phosphore qui précipite le mieux (Donnert et Salecker, 1999). Toutefois la précipitation par hydroxyapatite n'est pas le seul mécanisme et d'autres mécanismes mineurs peuvent jouer un rôle dans l'enlèvement du phosphore (Johansson et Gustafsson, 2000). Ces autres mécanismes ont probablement contribué à l'enlèvement du phosphore dans les cas où l'alcalinité restait semblable,

particulièrement avec des temps de contacts courts ne favorisant pas une hausse élevée du pH.

3.3.2.2.6 Dimensionnement préliminaire d'un lit filtrant

Quel que soit le mécanisme impliqué pour l'enlèvement du phosphore, un fait demeure : la scorie de granulométrie 5-10 mm peut enlever le phosphore de l'eau de mer du Biodôme. La capacité d'enlèvement connue de la scorie est de 0,79 g P/kg scorie et ce chiffre pourrait vraisemblablement être plus élevé puisque la saturation n'a pas été atteinte. La comparaison avec la section 2.10.5.2.5 permet de constater que la scorie utilisée dans la colonne A possède un pouvoir d'enlèvement du phosphore supérieur à bien des matériaux (shale, LECA, calcaire) et comparable avec certains résultats obtenus pour la scorie et présenté dans la littérature.

Le dimensionnement préliminaire suivant se fera comme proposé par Drizo (1998) en concevant le lit filtrant avec comme critère de conception la capacité d'enlèvement du phosphore par la scorie. Le bilan de masse proposé à la section 3.1.3 a été actualisé pour l'an 2000 et la concentration actuelle des orthophosphates du SLM est supposée être de 18,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ tandis que la concentration finale désirée dans le bassin sera de 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Cette abaissement de la concentration équivaut à enlever 54 kg de phosphore. Il faut aussi tenir compte de l'accumulation annuelle de 4,2 kg (en supposant qu'elle n'ait pas changé depuis le bilan de masse de 1998) ainsi que de la quantité de phosphore qui normalement serait enlevée en 2000 (11,1 kg) par les pertes en eau et qui ne le sera pas entièrement puisque la concentration se stabilisera à 2 mg P/L une fois le traitement terminé. Il y aura donc 4,1 kg supplémentaires qui devront être pris en charge par le lit filtrant si on veut abaisser la concentration en une année. Le lit filtrant devra donc être conçu pour enlever un total de 62 kg la première année. En supposant que la scorie soit saturée en phosphore après avoir enlevé 0,8 kg P/tonne de scorie, il faudrait par année un lit filtrant contenant 77,5 tonnes de scorie. Ce chiffre est conservateur et pourrait être revu à la baisse si la saturation réelle de la scorie est

atteinte lors d'essais ultérieurs en colonnes. Sachant que la masse volumique de la scorie 5-10 mm est de 1872 kg/m^3 , le volume occupé par cette masse de scorie sera de $41 \text{ m}^3/\text{an}$. En prévoyant une épaisseur de 60 cm, la superficie du lit filtrant serait de 69 m^2 . Pour que la concentration puisse passer de 18,5 à 2 mg P/L en une année il faudra enlever en moyenne au cours de l'année 170 g P/d la première année. L'eau du SLM qui aura en moyenne 10,25 mg P/L durant cette année devra alimenter le milieu filtrant avec un taux de $16,6 \text{ m}^3/\text{d}$ (temps de contact de 26,4 heures) pour fournir 170 g P/d.

À l'opposé, si on suppose qu'une autre méthode de déphosphatation ait abaissé la concentration en phosphore du SLM jusqu'à 2 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$, il faudrait un lit filtrant capable d'enlever environ 14 kg de phosphore par année en 2000. Une telle quantité demanderait 17,5 t scorie/an, soit un volume de 9 m^3 ou une superficie de 16 m^2 . Le volume des vides serait alors de 4 m^3 . Il faudrait alors fournir 38 g P/j ce qui se traduit par un débit de $19 \text{ m}^3/\text{d}$ ou un temps de contact de 5,1 heures.

Ces calculs sont résumés au tableau 3.18. Ce tableau présente deux cas supplémentaires. Le premier cas est celui où la concentration serait abaissée jusqu'à un niveau de 7 mg P/L par la coagulation chimique et que le lit filtrant aurait pour rôle d'abaisser la concentration jusqu'à 2 mg P/L. L'autre cas est celui où la concentration serait abaissée jusqu'à 7 mg P/L et que le Biodôme décide d'installer un lit filtrant pour maintenir la concentration à 7 mg P/L en tout temps.

Tableau 3.18: Caractéristiques d'un lit filtrant selon quatre cas de traitement désirés

Paramètres	Unités	De 18,5mg P/L à 2 mg P/L	Concentration maintenue à 2 mg P/L	De 7 mg P/L à 2 mg P/L	Concentration maintenue à 7 mg P/L
[P] _{initiale}	mg P/L	18,5	2	7	7
[P] _{finale}	mg P/L	2	2	2	7
Masse de P à enlever	kg	62	14	28	10
Ratio $P_{\text{enlevé}}/\text{scorie}$	g P/kg scorie	0,8	0,8	0,8	0,8
Masse de scorie	tonne	77,5	17,5	35	13
Volume	m ³	41	9	19	7
Profondeur	m	0,6	0,6	0,6	0,6
Aire	m ²	69	16	31	11
Enlèvement quotidien	g P/d	170	38	77	28
[P] _{moyenne}	mg P/L	10,3	2	4,5	7
Débit	(m ³ /d)	16,6	19,2	17	4
TRH	(h)	26,4	5,1	11,6	18

3.3.2.2.7 Désorption du phosphore

Les lits filtrants sont généralement employés pour enlever les nutriments d'un affluent de concentration constante qui est généralement rejeté dans la nature après passage dans le lit. Il n'y a donc pas de préoccupation à avoir dans un tel cas sur une possible désorption ou remise en solution du phosphore par la scorie. Dans le cas qui nous intéresse, peut-être que l'opération en circuit fermé pourrait avoir un impact à long terme sur le bon fonctionnement du lit filtrant. En effet, au début du traitement, une concentration élevée de phosphore circulera au travers du milieu filtrant et sera enlevée par adsorption ou précipitation. Puisque l'eau est recirculée en circuit fermé, la concentration de phosphore dans l'eau aura tendance à diminuer alors que la scorie aura de plus en plus de phosphore sur ses sites d'adsorption/précipitation. Au passage d'une eau contenant peu de phosphore dans une scorie près de la saturation, se pourrait-il qu'il y ait remise en solution ou désorption du phosphore prisonnier dans la scorie afin de rétablir les concentrations?

Une petite expérience a été effectuée pour tenter de répondre à cette question. Lors de l'arrêt de l'essai en colonnes, celle-ci a été purgée et le réservoir a été rempli d'eau douce provenant du l'aqueduc. Les résultats obtenus ne permettent pas toutefois de conclure sur un possible phénomène de remise en solution ou de désorption du phosphore par la scorie. Ainsi la concentration initiale de phosphore dans l'eau douce circulant au travers de la colonne était de 3,51 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$, la concentration à la sortie de la colonne était de 1,55 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ et la concentration dans le volume d'eau recueilli (30 L) pendant la durée de l'essai (14 h) était de 2,04 mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$. Les trois échantillons pour la mesure des concentrations ont été pris simultanément. La concentration initiale élevée provient probablement de la dilution de l'eau douce avec une quantité d'eau de mer présente dans le réservoir d'alimentation qui n'a pu être purgée avant l'essai. Ainsi l'eau initiale n'était pas exempte de phosphore et la scorie a enlevé le phosphore comme à l'habitude. Il n'y a pas eu de remise en solution de phosphore puisque la concentration dans le récipient de captage de l'eau était relativement semblable à celle mesurée à la sortie de la colonne. Puisque la scorie contenait 10,9 g de phosphore (la quantité enlevée lors des 46 jours de l'essai en colonne) à la fin de l'essai, une remise en solution d'une telle quantité de phosphore dans 30 litres d'eau n'aurait pu passer inaperçue. Si la formation d'hydroxyapatite est le principal mécanisme d'enlèvement du phosphore qui a eu lieu dans la colonne, la remise en solution se fera difficilement, car ce composé est très peu soluble. De plus, Yamada et al. (1986), n'ont pas noté de phénomène de dissolution du phosphore lorsqu'une eau de pH supérieur à 7 était ajoutée à de la scorie contenant du phosphore déjà adsorbé sur ses sites.

On ne peut donc conclure à un phénomène de remise en solution ou de désorption du phosphore par la scorie. Toutefois l'expérience fut très courte et peu approfondie et un essai plus poussé pourrait être réalisé afin d'en avoir la certitude.

3.3.2.2.8 Mise en solution de métaux lourds

Des échantillons ont été prélevés pour mesurer la concentration de trois métaux lourds (fer, chrome et zinc) à l'effluent de la colonne A. Une légère augmentation a été relevée dans les échantillons prélevés trois jours après le début de l'essai alors que les échantillons prélevés après 33 jours ont présenté des concentrations identiques à l'eau brute. Le zinc et le chrome existent naturellement à l'état de trace dans l'eau de mer où leur présence en tant qu'oligo-éléments indispensable pour divers organismes marins devient toutefois toxiques pour ces derniers à des concentrations supérieures à 0,1 mg/L (Vast, 1991) ou, selon Spotte (1979a) à des concentrations inférieures à 1 mg/L. Cette toxicité est toutefois réduite en eau de mer pour le zinc puisqu'il se lie avec les carbonates et forme un précipité insoluble (Spotte, 1979a). Pour le zinc, les seuils de toxicité n'ont pas été atteints alors que la concentration en chrome a excédé légèrement le seuil de toxicité pour l'échantillon prélevé après 3 jours. Quant au fer, Vast (1991) suggère de ne jamais dépasser des concentrations de 0,1 mg/L alors que Morin (1998) indique que les concentrations acceptables pour les salmonidés sont de 0,3 mg/L pour les alevins et 0,5 mg/L pour les adultes. Les résultats obtenus pour le fer n'excèdent que très légèrement les critères de toxicité relevés par Vast (1991) alors que ceux donnés par Morin (1998) ne sont pas dépassés.

Des tests de lixiviation TCLP « Toxicity Characterization Leaching Potential » en condition acide (pH de 2,8) ont été effectués sur de la scorie de type BOF, BF et EAF par Proctor et al. (2000). Ces auteurs ont de plus effectué des tests pour connaître la mobilité en condition neutre (norme ASTM méthode D3987) des éléments présents dans la scorie. Les échantillons prélevés pour chacun des tests ont été analysés pour connaître la concentration résiduelle en métaux lourds de l'effluent mis en contact avec la scorie. Lors du test de TCLP, seul le barium et le manganèse ont été trouvés en concentration excédant 1 mg/L. Pour la scorie de type EAF, les concentrations de barium oscillaient entre 0,34 et 7,9 mg/L alors que celles de manganèse oscillaient entre 0,006 et 67 mg/L. Quant au chrome total, les concentrations pour ce même type

de scorie oscillaient entre 0,01 et 1,0 mg/L tandis que les concentrations de zinc variaient entre 0,037 et 1 mg/L. Quant au test ASTM, le coefficient d'extraction des métaux par l'eau (k_d) a été calculé pour chacun des métaux mesurés. Les valeurs de k_d sont très élevées (supérieures à 1000 L/kg) pour tous les métaux ce qui signifie une très faible capacité d'extraction des métaux par l'eau en conditions neutres. Seuls les résultats pour le chrome hexavalent et le mercure étaient faibles, soit 535 et 900 L/kg respectivement pour la scorie de type EAF. Le coefficient k_d pour le chrome total est de 544 105 L/kg alors que celui pour le zinc n'a pas été déterminé.

Ces tests sont présentés à titre indicatif et ne peuvent être pris en compte pour un éventuel système de traitement au Biodôme. L'essence même des tests de lixiviation est de soumettre la scorie à des conditions représentatives de l'endroit où elle sera employée. La méthode ASTM D3987 précise que la méthode d'extraction des métaux avec l'eau ne peut être employée que pour les conditions spécifiques de terrains où l'utilisation du sol aura lieu. Par conséquent, un test de lixiviation devrait avoir lieu avec l'eau du Biodôme et les métaux désirés devront être mesurés dans l'eau brute et dans le lixiviat pour connaître la concentration réelle qui pourrait se retrouver dans l'écosystème. Le test TCLP de Proctor et al. (2000) a été effectué en conditions acides (pH de 2,8) et cette situation ne pourrait se produire en aucun cas au Biodôme puisque, de toute façon, les organismes marins survivent difficilement à des pH inférieurs à 7,5 (Vast, 1991).

Les mesures de fer, de chrome et de zinc effectuées à la sortie de la colonne A sont un préambule à ce qui devrait être fait au Biodôme si la méthode d'enlèvement du phosphore avec de la scorie est employée. Plusieurs autres métaux devront alors être sélectionnés pour fins d'analyses.

3.3.2.2.9 Réajustement du pH

Une installation devra être prévue pour abaisser le pH de l'effluent d'un système utilisant la scorie. La dissolution de CO_2 dans l'effluent pourrait être une façon simple d'abaisser le pH. Le pH varie en fonction du temps de contact avec la scorie, mais lors de l'essai, le pH le plus faible mesuré à l'effluent suite à un temps de contact de 1,4 heures était supérieur à la limite maximale de pH acceptable pour les poissons, soit 8,5 (De Graaf, 1975).

3.3.2.2.10 Valorisation du milieu filtrant saturée

Une fois la saturation de la scorie en phosphore atteinte, il serait intéressant de pouvoir valoriser ce substrat en fertilisant. Toutefois, la forme de phosphore doit alors être disponible par les plantes. La faible solubilité de l'hydroxyapatite risque de rendre la disponibilité du phosphore difficile par les plantes (Johansson et Gustafsson, 2000). Toutefois, Hylander et al. (1998) et Johansson et Hylander (1998) rapportent que le phosphore retenu par la scorie peut, jusqu'à un certain point, être disponible pour les plantes.

3.3.2.3 Conclusion

Beaucoup de questions concernant la scorie n'ont pu être élucidées lors de la période de 46 jours pendant laquelle a eu lieu l'essai. Cet essai a toutefois permis d'ouvrir une porte vers un traitement alternatif et original pour l'enlèvement du phosphore au Biodôme. Les essais en colonnes ont permis de connaître une partie de la capacité d'adsorption du phosphore par la scorie de granulométrie 5-10 mm. Ainsi 0,8 g P/kg scorie ont été enlevés par adsorption ou précipitation, ce qui est déjà supérieur à certains matériaux comme le shale ou le calcaire. Un essai en colonnes sur une durée plus longue permettrait de connaître la capacité réelle d'enlèvement de la scorie et ainsi, de dimensionner un lit filtrant avec ce matériau.

La question de l'extraction des métaux présents dans la scorie par l'eau devra aussi être approfondie et une plage plus large de métaux devra être choisie. Le minerai de fer à la base de la scorie contient naturellement des métaux et ceux-ci se retrouvent dans la scorie. Une partie peut par la suite se retrouver en solution.

Certaines superficies préliminaires calculées à la section précédente sont grandes pour le Biodôme. En poursuivant les essais, la capacité réelle d'enlèvement sera connue, ce qui permettra de connaître la superficie réelle nécessaire pour ce type de traitement au Biodôme. Si l'espace est disponible, d'autres essais pourront alors être mis en place pour connaître les métaux lourds susceptibles de se retrouver en solution.

Quant à la scorie de granulométrie 0-5 mm, elle ne pourrait être employée seule puisqu'elle se colmate en raison du compactage qui se crée au contact de l'eau. Ayant une surface spécifique plus grande, cette granulométrie peut toutefois enlever une plus grande quantité de phosphore. Il pourrait donc être intéressant de la mélanger à un matériau plus perméable comme le sable et d'ajouter à ce mélange du calcaire servant de source de calcium.

CHAPITRE 4

CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PORTÉE ENVIRONNEMENTALE DU PROJET

4.1 Conclusion

La dénitrification abaisse présentement le rapport $N_T:P_T$ du SLM. La littérature relate des cas où l'abaissement des nitrates sans l'abaissement du phosphore peut provoquer une surcroissance d'algues (toxiques ou non selon le type d'algues). L'éventualité d'une telle surcroissance dépend de plusieurs autres facteurs, mais elle ne doit pas être ignorée par le Biodôme (section 2.6). Une façon de parer à une telle éventualité est l'ajout, à la chaîne de traitement des eaux du SLM, d'une unité d'enlèvement du phosphore.

Un bilan du phosphore a été effectué sur le SLM pour l'année 1998. Il a servi d'outil de base pour l'analyse des diverses méthodes de déphosphatation et pour l'ébauche de divers scénarios d'enlèvement du phosphore. Le bilan sera aussi utile pour la conception d'une ou plusieurs méthodes de traitement (section 3.1.3).

Diverses méthodes de déphosphatation ont été passées en revue et les 4 méthodes les plus prometteuses pour les besoins du Biodôme ont été retenues pour analyses en laboratoire (section 3.1.5). Les méthodes retenues ont été les suivantes:

- la coagulation chimique avec des sels d'alun ou de fer;
- la floculation avec le chitosane;
- la précipitation-adsorption avec substrat calcaire;
- la précipitation-adsorption avec scorie d'aciérie.

Suite aux essais de laboratoire, la floculation avec le chitosane ainsi que la précipitation-adsorption avec substrat calcaire ont été rejetées en raison des performances médiocres obtenues (section 3.2.2 et 3.2.3 respectivement).

La coagulation chimique avec l'alun a été retenue suite aux essais de laboratoire (section 3.2.1.2.14). Les résultats ont été concluants et il a été recommandé que cette méthode soit testée à grande échelle dans le bassin R-O1 du Biodôme afin d'en voir la faisabilité. Cet essai n'a pu être effectué dans le cadre de cette maîtrise, mais une rencontre a eu lieu avec un spécialiste de la coagulation afin d'en faire une évaluation préliminaire. La rencontre a permis de préparer un protocole d'essai à grande échelle (section 3.3.1).

Les essais en colonnes avec la scorie d'aciérie ont permis de constater le pouvoir très intéressant de ce substrat pour l'enlèvement du phosphore (section 3.3.2.1.3). Cependant, ils ont aussi permis de constater le potentiel de risque, fondé ou pas, de solubilisation des métaux lourds présents dans la scorie (section 3.3.2.1.4). La méthode d'enlèvement du phosphore par lit filtrant utilisant de la scorie pourrait être fort intéressante dans le cas où la concentration de phosphore est abaissée par une autre méthode et que le Biodôme désire maintenir cette concentration stable en n'enlevant que l'accumulation annuelle de phosphore (11,3 kg P/an en 1998).

4.2 Recommandations

L'intégration des chapitres précédents permet d'en arriver aux 2 recommandations suivantes :

- effectuer l'enlèvement du phosphore par coagulation chimique dans le bassin R-O1 du Biodôme pour abaisser la concentration de phosphore dans le SLM jusqu'à une concentration de 7 mg PO₄-P/L;
- poursuivre les essais en colonnes avec la scorie de granulométrie 5-10 mm afin de connaître la capacité d'enlèvement du phosphore par la scorie et évaluer cette méthode comme traitement possible pour abaisser la concentration jusqu'à 2 mg PO₄-P/L ou à tout le moins maintenir la concentration de phosphore à 7 mg PO₄-P/L.

La première recommandation devrait être facile à suivre pour le Biodôme. Les essais de laboratoire ont montré la faisabilité technique de cette méthode. À l'heure actuelle, les Services Techniques du Biodôme sont en mesure de procéder à l'installation des pompes et tuyères nécessaires à la réalisation de l'essai sur le bassin R-O1. Le premier essai servira de guide pour les essais subséquents, notamment au niveau de la dose optimale réelle de coagulant et de polymère, de la durée du mélange lent avec les tuyères et de la hauteur du lit de boue afin de ne pas aspirer de floes avec la pompe d'évacuation du surnageant.

Les essais en colonne avec la scorie ont permis d'obtenir des résultats préliminaires intéressants quant à l'enlèvement du phosphore. Les valeurs d'enlèvement du phosphore par la scorie de granulométrie 5-10 mm ont permis la conception préliminaire d'un lit filtrant pour différentes conditions. Parmi les plus avantageuses pour le Biodôme, nous retenons l'idée de maintenir la concentration de phosphore dans le SLM à 7 mg PO₄-P/L avec un lit filtrant de scorie. Le volume serait de 7 m³/an. En considérant une épaisseur de 0,6 m, la superficie serait de 11 m²/an. Le lit filtrant serait alimenté par un débit journalier de 4 m³/d, soit 0,1% du volume du SLM par jour. Ces chiffres sont basés sur une capacité d'enlèvement du phosphore par la scorie de 0,8 g P/kg scorie, un taux qui, rappelons-le, ne correspond pas à la saturation de la scorie.

Les volumes pourraient donc être réduits ou maintenus, auquel cas la durée de vie du lit filtrant ne sera que plus longue. Il reste cependant à s'assurer qu'il n'y a pas de solubilisation de métaux lourds lors du passage de l'eau dans la scorie.

4.3 Portée environnementale

Une analyse basée sur le principe du développement durable aurait permis d'analyser la problématique du Biodôme dans son ensemble. Ainsi, il aurait été possible de connaître les impacts sur l'environnement à partir de la production industrielle d'alun ou de scorie et de poursuivre la réflexion jusqu'à la récupération du phosphore présent dans le SLM afin de le valoriser ailleurs. Si cette approche n'a pas été faite, c'est beaucoup plus en raison du court laps de temps alloué à une maîtrise. Ce projet a toutefois permis à l'auteur de prendre conscience de l'importance de bien choisir un procédé un fonction de critères plus larges que le simple fait d'abaisser la concentration de phosphore à moindre coût.

L'utilisation de l'alun permettra de résoudre un problème ponctuel : l'accumulation du phosphore dans le SLM. Toutefois, une analyse plus globale aurait pu favoriser une autre méthode d'enlèvement du phosphore pour le Biodôme. En effet, l'utilisation de l'alun crée de la boue d' $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui sera purgée à l'égout. Cette boue sera traitée à la station d'épuration des eaux usées où elle sera incinérée ou confinées dans des sites d'enfouissement. Les boues de la station d'épuration ne peuvent être valorisées en agriculture en raison de métaux qu'elles contiennent. L'envoi des boues du Biodôme contenant de l'aluminium contribue donc à augmenter la masse de métaux lourds présents dans les boues de la station et dans l'environnement. Il est évident que le volume des boues provenant du Biodôme représente une infime partie du volume total des boues produites à la station d'épuration de la communauté urbaine de Montréal, mais l'état actuel de l'environnement ne peut plus se satisfaire de telles excuses. Le

choix de cette méthode n'a pas non plus tenu compte des coûts énergétiques reliés à la fabrication de l'alun.

Il faut toutefois faire la part des choses et comprendre que si la concentration de phosphore doit être abaissée dans un endroit comme le Biodôme, certaines méthodes d'enlèvement du phosphore efficaces dans plusieurs situations ne le sont pas nécessairement au Biodôme et que la coagulation ne doit pas être rejetée systématiquement. Certains points peuvent être positifs à l'application de cette méthode. Si ce volume de boue était plus volumineux et rejeté quotidiennement plutôt que de façon ponctuelle dans le temps, il permettrait peut-être de réduire la quantité d'alun employé dans une usine d'épuration en agissant comme flocculant du phosphore dans la conduite sanitaire. D'un point de vue local, la quantité d'alun employée diminuerait à la station alors qu'une hausse serait enregistrée au Biodôme ou ailleurs. Par contre, d'un point de vue global, le volume de boue aurait au moins le mérite de demeurer stable. De la même façon, il pourrait être envisagé d'utiliser les boues d'alun du Biodôme pour plus d'un traitement, ce qui permettrait d'économiser de l'alun à long terme puisque les boues ont un pouvoir résiduel d'enlèvement du phosphore même après une utilisation.

Quant à la scorie d'aciérie, un sous-produit de la fabrication d'acier, son utilisation au Biodôme permet déjà de lui donner une deuxième vie. Une fois saturée, cette scorie pourrait être employée une troisième fois en étant broyée et saupoudrée dans des jardins ou autres endroits nécessitant à la fois du phosphore pour les cultures et un alcali pour augmenter le pH du sol. La question des métaux lourds doit évidemment être élucidée avant de procéder ainsi. Si l'enlèvement du phosphore se fait au prix de l'ajout de métaux lourds dans l'environnement, le problème ne sera que déplacé.

Certains experts des compagnies productrices de fertilisants s'entendent pour dire qu'il y aura pénurie de phosphore dans les 50 prochaines années (le lecteur intéressé à

s'initier à la problématique mondiale du phosphore est fortement invité à lire l'article de Driver et al. (1999) qui trace un historique de l'utilisation du phosphore passée et actuelle en plus de présenter des solutions pour la récupération du phosphore). Il est donc primordial de commencer à réfléchir à des façons novatrices d'éliminer le phosphore dans une optique de récupération afin de ralentir l'épuisement des ressources de phosphore. Des méthodes de récupération du phosphore commencent à voir le jour en Europe (Giesen, 1999; Booker et al, 1999; Donnert et Salecker, 1999). Dans le cas du Biodôme, il aurait été illusoire d'employer une technologie de récupération du phosphore en raison des trop faibles quantités présentes dans le bassin. Toutefois, de nombreuses autres situations pourraient faire l'objet de projet de récupération du phosphore. Espérons que les ingénieurs nord-américains commenceront à prendre conscience de l'importance de récupérer le plus possible de phosphore suite à des traitements de déphosphatation et que le terme développement durable commencera à être appliqué avec rigueur plutôt que théorisé avec ferveur.

RÉFÉRENCES

- ABEYSINGHE, D. H., A. SHANABLEH et B. RIGDEN. (1996). Biofilters for water reuse in aquaculture. *Water Science and Technology* 34, no. 11, 253-60.
- ABU-GHARARAH, Z. H. et J. H. SHERRARD. (1993). Biological nutrient removal in high salinity wastewaters. *J. Environ. Sci. Health A28*, no. 3, 599-613.
- ADEY, W. H. et K. LOVELAND. (1991). *Dynamic aquaria : Building living ecosystems*. Academic Press Inc., San Diego, CA.
- AIKEN, A. (1995). Use of ozone to improve water quality in aquatic exhibits. *International Zoo Yearbook* 34, 106-14.
- ANGEL, R. (1999). Removal of phosphate from sewage as amorphous calcium phosphate. *Environmental Technology* 20, no. 7, 709-20.
- APHA, AWWA et WEF. (1995). *Standard Method for the examination of water and wastewater*. 19^{ième} éd. American Public Health Association, Washington, DC.
- BAKER, J. P. et C. L. SCHOFIELD. (1982). Aluminium toxicity to fish in acidic waters. *Water, Air, and Soil Pollution* 18, 289-309.
- BAKER, J. P., J. VAN SICKLE, C. J. GAGEN, D. R. DEWALLE, W. E. SHARPE, R. F. CARLINE, B. P. BALDIGO, P. S. MURDOCH, D. W. BATH, W. A. KRETZER, H. A. SIMONIN et P. J. WIGINGTON JR. (1996). Episodic acidification of small streams in the northeastern united states: effects on fish populations. *Ecological Applications* 6, no. 2, 422-37.
- BAKER, M. J., D. W. BLOWES et C. J. PTACEK. (1998). Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater disposal systems. *Environmental Science and Technology* 32, no. 15, 2308-16.

BIESINGER, K. E., A. E. LEMKE, W. E. SMITH et R. M. TYO. (1976). Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals. *Journal of Water Pollution Control Federation* 48, no. 1, 183-87.

BIESINGER, K. E. et G. N. STOKES. (1986). Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, no. 3, 207-13.

BLOWES, D. W., C. J. PTACEK et M. J. BAKER. (1997). Treatment of phosphorus in water. Brevet, Canada CA2190033.

BOISVERT, J. P., T. CONG TO, A. BERRAK et C. JOLICOEUR. 1997. phosphate adsorption in flocculation processes of aluminium sulphate and poly-aluminium-silicate-sulphate. *Water Research* 31, no. 8, 1939-46.

BOOKER, N. A., A. J. PRIESTLEY et I. H. FRASER. (1999). Struvite formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery. *Environmental Technology* 20, no. 7, 777-82.

BORTONE, G., R. SALTARELLI, V. ALONSO, R. SORM, J. WANNER et A. TILCHE. (1996). Biological anoxic phosphorus removal - the dephanox process. *Water Science and Technology* 34, no. 1-2, 119-28.

BOYD, C. E. (1979). Aluminium sulfate (alum) for precipitating clay turbidity from fish ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 108, 307-13.

BOYD, C. E. ET L. MASSAUT. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquaculture Engineering* 20, 113-32.

CECH, J. S., P. HARTMAN, et J. WANNER. (1993). Competition between PolyP and non-PolyP bacteria in an enhanced phosphate removal system. *Water Environment*

Research 65, no. 5, 690-692.

COMEAU, Y. (1990a). La déphosphatation biologique. Métabolisme microbien. *Sciences et techniques de l'eau* 23, no. 1, 47-60.

COMEAU, Y. (1990b). La déphosphatation biologique. Procédés et conception. *Sciences et techniques de l'eau* 23, no. 2, 199-219.

CONSULTANTS RSA. (1993). Systèmes de traitement des eaux usées par marais artificiels. *Étude de techniques de remplacement applicables à l'assainissement des eaux usées de petites agglomérations*, Société québécoise d'assainissement des eaux.

CÔTÉ, L. (2000). Communication personnelle. Biodôme de Montréal, 4777 rue Pierre-de-Coubertin, Montréal (QC), H1V 1B3.

DE GRAAF, F. (1975). L'aquarium marin Tropical. Le premier guide complet de l'aquariophilie marine. Éd. Bordas, Bruxelles.

DE ANGELIS, D. L. (1992). Dynamics of nutrient cycling and food webs. *Population and Community Biology Series 9*. Chapman & Hall, New York.

DESJARDINS, R. (1997). Le traitement des eaux. 2^{ième} éd.. Presses internationales Polytechniques, Montréal.

DIAMADOPOULOS, E. et A. BENEDEK. (1984). Aluminium hydrolysis effects on phosphorus removal from wastewaters. *Journal of Water Pollution Control Federation* 56, no. 11, 1165-72.

DONNERT, D. et M. SALECKER. (1999). Elimination of phosphorus from wastewater by cristallization. *Environmental Technology* 20, no. 7, 735-42.

DOSTAT, A. (1992). L'excrétion chez les poissons téléostéens. I- L'azote. *La pisciculture française* 108, 25-40.

- DRIVER, J., D. LIJMBACH et I. STEEN. (1999). Why recover phosphorus for recycling, and how? *Environmental Technology* 20, no. 7, 651-62.
- DRIZO, A. (1998). Phosphate and ammonium removal from waste water, using constructed wetland systems. *Thèse de doctorat*, University of Edinburgh, U. K.
- DRIZO, A., C. A. FROST, J. GRACE et K. A. SMITH. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research* 33, no. 17, 3595-602.
- DRIZO, A., C. A. FROST, K. A. SMITH et J. GRACE. (1997). Phosphate and Ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science and Technology* 35, no. 5, 95-102.
- EKMAN-EKEBOM, M., KAUPPI, K. SIVONEN, M. NIEMI et L. LEPISTÖ. (1992). Toxic cyanobacteria in some finnish lakes. *Environmental Toxicology and Water Quality* 7, 201-13.
- ENELL, M. (1995). Environmental impact of nutrients from fish farming. *Water Science and Technology* 31, no. 10, 61-71.
- EPIFANIO, C. E. et R. F. SRNA. (1975). Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassastrea virginica*. *Marine Biology* 33, 241-46.
- GANJIDOUST, H., K. TATSUMI, T. YAMAGISHI, et R. N. GHOLIAN. (1997). Effect of synthetic and natural coagulant on lignin removal from pulp and paper wastewater. *Water Science and Technology* 35, no. 2-3, 291-96.
- GIESEN, A. (1999). Crystallisation process enables environmental friendly phosphate removal at low costs. *Environmental Technology* 20, no. 7, 769-75.

GRGURIC, G. et C. J. COSTON. (1998). Modeling of nitrate and bromate in a seawater aquarium. *Water Research* 32, no. 6, 1759-68.

GRGURIC, G., C. J. SONDEY et B. M. DU VALL. (2000a). Carbon and nitrogen fluxes in a closed seawater facility. *The Science of the Total Environment* 247, 57-69.

GRGURIC, G., S. S. WETMORE et R. W. FOURNIER. (2000b). Biological denitrification in a closed seawater system. *Chemosphere* 40, 549-55.

GRGURIC, G., J. H. TREFRY et J. J. KEAFFABER. (1994). Ozonation products of bromine and chlorine in seawater aquaria. *Water Research* 28, no. 5, 1087-94.

HAN, S. M. Preparation of chitin and chitosan. <http://user.chollian.net/~chitin/>.

HARRIRE, O.. (1999) Communication personnelle. Sentinel Canada, 7300 St-Jacques, Montréal (QC), H4B 1W1.

HARVEY, H. W. (1966). The chemistry and fertility of sea waters. Éd. University Press Cambridge.

HOUSE, W. A. (1999). The physico-chemical conditions for the precipitation of phosphate with calcium. *Environmental Technology* 20, no. 7, 727-33.

HOUSE, W. A. et F. H. DENISON. (1998). Phosphorous dynamics in a lowland river. *Water Research* 32, no. 6, 1819-30.

HYLANDER, L., L. JOHANSSON, G. RENMAN, P. RIDDERSTOLPE et G. SIMAN. (1998). Phosphorus recycling from wastewater by filter media used as fertilisers. Agricultura Research Center, Joikoinen, Finland .

INTRASUNGKHA, N., J. KELLER et L. L. BLACKALL. (1999). Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. *Water Science and Technology* 39, no. 6, 183-90.

ISTVANOVICS, V., L. VÖRÖS, S. HERODEK, L. G. TOTH et I. TATRAI. (1986). Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. *Limnol. Oceanogr.* 31, no. 4, 798-811.

JACOBSEN, C. et T. BORRESEN. (1995). Formulation of fish diets with reduced phosphorus content. *Water Science and Technology* 31, no. 10, 167-73.

JAGOE, C. H. et T. A. HAINES. 1997. Changes in gill morphology of atlantic salmon (*salmo salar*) smolts due to addition of acid and aluminium to stream water. *Environmental Pollution* 97, no. 1-2, 137-46.

JIANG, J. Q. et N. J. D. GRAHAM. (1998). Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation. A review. *Water SA* 24, no. 3, 237-44.

JOHANSSON, L. (1999). Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents. *Environmental Technology* 20, 309-16.

JOHANSSON, L. (1997). The use of Leca (Lights Expanded Clay Aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Science and Technology* 35, 87-93.

JOHANSSON, L. et J. P. GUSTAFSSON. (2000). Phosphate removal using blast furnace slags and opoka-mechanisms. *Water Research* 34, no. 1, 259-65.

JOHANSSON, L. et L. HYLANDER. (1998). Phosphorus removal from wastewater by filter media: retention and estimated plant availability of sorbed phosphorus. *Journal of Polish Academy of Science* 458, 397-409.

- JOLICOEUR, C. et D. HAASE. (1989). Les aluns basiques dans le traitement physico-chimique de l'eau: survol de leurs propriétés et évolution récente. *Sciences et techniques de l'eau* 22, no. 1, 31-46.
- KERN-JESPERSEN, J. P., M. HENZE et STRUBE R. (1994). Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor. *Water Research* 28, no. 5, 1253-55.
- KETCHUM Jr. L. H. (1997). Design and physical features of sequencing batch reactors. *Water Science and Technology* 35, no. 1, 11-18.
- KLEINER, J. (1988). Coprecipitation of phosphate with calcite in lake water: a laboratory experiment modelling phosphorus removal with calcite in lake constance. *Water Research* 22, no. 10, 1259-65.
- KUBA, T., E. MURNLEITNER, M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1996). A metabolic model for biological phosphorus removal by denitrifying organisms. *Biotechnology and Bioengineering* 52, 685-95.
- KUBA, T., G. SMOLDERS, M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1993). Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. *Water Science and Technology* 27, no. 5-6, 241-52.
- KUBA, T., M. C. M. VAN LOOSDRECHT, F. A. BRANDSE et J. J. HEIJNEN. (1997a). Occurence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treayment plants. *Water Research* 31, no. 4, 777-86.
- KUBA, T., M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1997b). Biological dephosphatation by activated sludge under denitrifying conditions: pH influence and occurence of denitrifying dephosphatation in a full-scale wastewater treatment plant.

Water Science and Technology 36, no. 12, 75-82.

KUBA, T., M. C. M. VAN LOOSDRECHT, E. MURNLEITNER et J. J. HEIJNEN. (1997c). Kinetic and stoichiometry in the biological phosphorus removal process with short cycle times. *Water Research* 31, no. 4, 918-28.

KUBA, T., A. WACHTMEISTER, M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1994). Effect of nitrate on phosphorus release in biological phosphorus removal systems. *Water Science and Technology* 30, no. 6, 263-69.

LEDUC, P. A. (1996). Flocculation de l'eau de mer du Biodôme. *Rapport technique*, Service de l'environnement de la Communauté urbaine de Montréal.

LIE, E., M. CHRISTENSSON, K. JÖNSSON, K. OSTGAARD, P. JOHANSSON et T. WELANDER. (1997). Carbon and Phosphorus Transformations in a Full-Scale Enhanced Biological Phosphorus Removal Process. *Water Research* 31, 2693-98.

MANN, R. A. et H. J. BAVOR. (1993). Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. *Water Science and Technology*, 27, no. 1, 107-13.

METCALF & EDDY. (1991). Wastewater engineering treatment, disposal and reuse. Éd. McGraw-Hill, New York.

MONETTE, F., Ph.D. (2000) Communication personnelle. Laboratoire Steppe-Uqàm, Université du Québec à Montréal, Montréal (Qc), H3C 3P8.

MORIN, R. (1998). Document d'information sur la qualité de l'eau pour l'élevage des salmonidés. Gouvernement du Québec (MAPAQ), Québec.

NARASIAH, S. K., C. MORASSE et J. LEMAY. (1994). Phosphorus removal from aerated lagoons using alum, ferric chloride and lime. *Water Pollution Research Journal of Canada* 29, no. 1, 1-18.

NATIONAL SLAG ASSOCIATION (1999). Another Slag Success Story. MF 182-1. Wayne, PA.

OMOIKE, A. I. et G. W. VANLOON. (1999). Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. *Water Research* 33, no. 17, 3617-27.

PANCZAKOWA, J. et T. SZYSZKA. (1986). Concentrations of nitrogen and phosphorus in waters of two hypertrophic lakes and their effect on the quantity of phytoplankton biomass. *Polskie Archiwum Hydrobiologh* 33, no. 2, 151-64.

PARENT, S. et A. MORIN. (2000). N budget as water quality managment tool in closed aquatic mesocosms. *Water Research* 34, no. 6, 1846-56.

PEURANEN, S., P. J. VUORINEN, M. VUORINEN et H. TUURALA. (1993). Effects of acidity and aluminium on fish gills in laboratory experiments and in the field. *The Science of the Total Environment* suppl. 1-2, 979-88.

PICHÉ, M., Ing. (2000). Communication personnelle, Heckett MultiServ, Contrecoeur, Qc, J0L 1C0.

POLÉO, A. B. S., K. OSTBYE, S. A. OXNEVAD, R. A. ANDERSON, E. HEIBO et L. A. VOLLESTAD. (1997). Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. *Environmental Pollution* 96, no. 2, 129-39.

PROCTOR, D. M., K. A. FEHLING, E. C. SHAY, J. L. WITTENBORN, J. J. GREEN, C. AVENT, R. D. BIGHAM, M. CONNOLLY, B. LEE, T. O. SHEPKER et M. A. ZAK. (2000). Physical and chemical characteristics of blast furnace, basic oxygen furnace, and electric arc furnace steel industry slags. *Environmental Science and Technology* 34, no. 8, 1576-82.

- RATNAWEERA, H., H. ODEGAARD et J. FETTIG. (1992). Coagulation with prepolymerized aluminium salts and their influence on particle and phosphate removal. *Water Science and Technology* 26, no. 5-6, 1229-37.
- RIDDOLLS, A. (1985). Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. II. Competition between *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria redekei* and *Oscillatoria agardhii*. *Freshwater Biology* 15, 299-306.
- SAKADEVAN, K. et H. J. BAVOR. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research* 32, no. 2, 393-99.
- SAUVÉ, I. (2000). Caractérisation de la filière de dénitrification des eaux de mer du Biodôme de Montréal. *Mémoire de Maîtrise*. Montréal, École Polytechnique de Montréal, Département CGM.
- SAWYER, C. N., P. L. MCCARTHY et G. F. PARKIN. (1994). Chemistry for environmental engineering. 4ième éd., McGraw-Hill, New York.
- SIVONEN, K., K. KONONEN, A.-L. ESALA et S. I. NIEMELÄ. (1989). Toxicity and isolation of the cyanobacterium *Nodularia spumigena* from the southern Baltic Sea in 1986. *Hydrobiologia* 185, 3-8.
- SKULBERG, O. M., B. UNDERDAL et H. UTKILEN. (1994). Toxic waterblooms with cyanophytes in Norway - current knowledge. *Archiv Für Hydrobiologie Supplement Band* 105, 279-89.
- SMITH, T. R. et T. A. HAINES. (1995). Mortality, growth, swimming activity and gill morphology of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic Salmon (*Salmo salar*) exposed to low pH with and without aluminium. *Environmental Pollution* 90, 33-40.
- SMOLDERS, G. J. F., J. VAN DER MEIJ et M. C. M. VAN LOOSDRECHT. (1994a).

Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnology and Bioengineering* 43, 461-70.

SMOLDERS, G. J. F., M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1994b). pH: keyfactor in the biological phosphorus removal process. *Water Science and Technology* 29, no. 7, 71-74.

SMOLDERS, G. J. F., M. C. M. VAN LOOSDRECHT et J. J. HEIJNEN. (1995). A metabolic model for the biological phosphorus removal process. *Water Science and Technology* 31, no. 2, 79-93.

SPOTTE, S. (1991). *Captive Seawater Fishes. Science and Technology*. John Wiley & Sons. Toronto.

SPOTTE, S. (1979a). *Fish and invertebrate culture*. 2^{ème} éd., A. Wiley-Interscience, Toronto.

SPOTTE, S. (1979b). *Seawater Aquarium. The Captive Environment*. John Wiley & Sons. Toronto.

TARDAT-HENRY, M. (1989). Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents coagulants. *Sciences et techniques de l'eau* 22, no. 4, 297-304.

VAST, C. (1991). *ABC technique de l'aquarium marin*. Arnaud Daniel ed. Limoges.

VYMAZAL, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech republic - State of the art. *Water Science and Technology* 32, no. 3, 357-64.

YAMADA, H., M. KAYAMA, K. SAITO et M. HARA. (1986). A fundamental research on phosphate removal by using slag. *Water. Research*. 20, no. 5, 547-57.

ZHU, T., P. D. JENSSEN, T. MAEHLUM et T. KROGSTAD. (1997). Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands. *Water Science and Technology* 35, no. 5, 103-8.

ANNEXE 1 : Article soumis à la revue Water Research.

PHOSPHORUS BUDGET AS A WATER QUALITY MANAGEMENT TOOL FOR CLOSED AQUATIC MESOCOSMS

Claude Trépanier¹, Serge Parent^{2, M*}, Yves Comeau^{1, M}, Jean Bouvrette³

¹ École Polytechnique de Montréal, Department of Civil, Mining and Geological Engineering, P.O. Box 6079, Station Centre-Ville, Montréal (Qc), Canada, H3C 3A7

² Research and Development Division, Biodôme de Montréal, 4777 Pierre-De Coubertin, Montréal, (Qc), Canada, H1V 1B3

³ Technical Services, Biodôme de Montréal, 4777 Pierre-De Coubertin, Montréal, (Qc), Canada, H1V 1B3

* Author to whom all correspondence should be addressed. E-mail: sergeparent@ville.montreal.qc.ca

ABSTRACT

Since the start-up of the St Lawrence mesocosm (SLM) of the Montreal Biodome in 1992, phosphorus has accumulated slowly to about 18 mg P/L in 2000. It was decided to lower this concentration to about 2 mg P/L to maintain a safe N:P ratio of 10. Before deciding what type of treatment to use for the removal of phosphorus, a P budget was estimated for 1998 to understand the different pathways of P in the mesocosm. The resulting budget had only a 1% difference between the inputs (CV = 12.9%) and the sum of the outputs and changes in P pools (CV = 12.5%). P inputs amounted to 40.5 kg for 1998: food for fish, invertebrates and seabirds contributed to 76% of the inputs while seabirds guano contributed to 19%. Filtration and general cleaning contributed to the removal of 51% of the inputs while water losses removed 22% of the inputs. The slight but constant difference between total P and dissolved reactive phosphorus (DRP) in 1998 and previous years lead to believe that only DRP (mostly orthophosphate) accumulated in the system. The accumulation of DRP was 10 % of the inputs in 1998. The budget showed that the importance of water losses is relative and depends on the DRP concentration in the SLM. Furthermore this P budget made possible the comparison with a previous N budget of the St Lawrence mesocosm in made 1995. The comparison helped to understand why nitrates in closed-circuit mesocosms are characterized by a high and never ending accumulation while DRP are characterized by a net increased in the first few years of the start-up followed by a very small increased (almost stabilization) in the following years. Considering its low CV this P budget is considered a useful water quality management tool for the designer of a future phosphorus removal unit and for the managers of the SLM mesocosm. This budget may also serve as a guideline for managers of other closed-circuit marine aquariums.

Key words: Phosphorus budget, marine mesocosm, management tool

Short title: P budget in closed mesocosms

INTRODUCTION

The Montreal Biodome is a living museum exhibiting reproductions from four natural ecosystems. One of these ecosystems is the Gulf of St Lawrence. This ecosystem is represented by a large (1600 m²) aquarium operating as a closed aquatic mesocosm, i.e. with a very limited influx of fresh seawater. The St Lawrence Mesocosm (SLM) shelters a large community of fishes, invertebrates and seabirds.

Since the start-up of the SLM in April 1992, phosphorus has accumulated to a concentration of about 15 mg P/L in April 1998 (Fig. 1). Figure 1 shows that the P concentration now accumulates very slowly and tends to stabilize. This tendency of phosphorus level stabilization with time in marine aquariums was also reported by Spotte (1979b) at the Mystic Marinelife Aquarium where the concentration seldom exceeded 3 mg PO₄³⁻-P/L with a 10% partial water change biweekly. In our case, the stabilization could also be related to a 9% annual water change between 1992 and 1996 which was raised to about 16% 1996 (Parent and Morin 2000). Phosphorus concentrations in marine aquariums range from 0.5 to 6.0 mg P/L (Spotte, 1979a). Even though the SLM phosphorus concentration is much higher, the rare studies on phosphorus toxicity showed no sign of direct threat to fishes or invertebrates (Epifanio and Srna, 1975). High concentration of phosphorus, however, are well known to cause eutrophication which in turn indirectly impairs the health of aquatic life (Abeyasinghe et al., 1996).

In 1996, following a high increase in nitrate levels in the SLM, a nitrogen budget was performed by Parent and Morin (2000). This budget allowed to understand the pathways of nitrogen in the mesocosm and to suggest changes in operating parameters, such as an increase in water change to 16% annually and the adjunction of a denitrification system. Situations where the NO₃ concentration is decreasing while the

phosphorus concentration remains high has been known to create favorable growing conditions for potential toxic algal blooms leading to episodes of poisoning with consequences for wildlife, domestic animals and human health (Ekman-Ekeboom et al., 1992; Skulberg et al., 1994; Sivonen et al., 1989). A frequently set of uptake ratios for C, N and P by ocean plankton is (by atom) 106C : 16N : 1P or (by weight) 42C:7N:1P, which is known as the Redfield ratio (De Angelis, 1992). As long as the $N_{\text{tot}}:P_{\text{tot}}$ ratio is (by weight) 7 or more, phosphorus is considered the limiting nutrient to algal growth. When the denitrification system became operational in 1998 this ratio was 12 (180 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ and 15 mg P/L). The Biodome's aim is to lower the NO_3 concentration to about 20 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ (Sauvé, 2000). If there is no concurrent phosphorus removal, the final $N_{\text{tot}}:P_{\text{tot}}$ ratio will eventually reach 1.5. Panczakowa and Szyska (1986) found that the N fixing blue-green algae *Aphanizomenon flos-aquae* became predominant in Swietokrzyskie and Jelonek Lakes when the ratio $N_{\text{mineral}}:P$ was around 3 (by weight). Algal blooms generally consist in a mix of algae but algal blooms containing *A. flos-aquae* were found to release toxins (Ekman-Ekeboom et al., 1992; Skulberg et al., 1994; Sivonen et al., 1989). Riddolls (1985) also reported that *A. flos-aquae* was the dominant blooming species when irradiance values were below 40 W/m^2 . Irradiance values in the SLM range between 7 and 30 W/m^2 . There is some evidence that organic material and soluble phosphorus can influence the formation of toxic phytoplankton blooms (Holby and Hall, 1991). Water treatment units at the SLM would probably be sufficient to control algal blooms but could not handle the presence of toxins. It is not known if blooms will occur at the Biodome but it was decided to lower the P concentration to around 2 mg P/L to maintain a safe N:P ratio of 10.

Before deciding how to remove phosphorus, a P budget had to be prepared. Data on the physical, chemical and biological characteristics of the system were collected in 1998 to prepare the phosphorus budget of the SLM. Changes in the standing stocks of various pools, and inputs and outputs of organic and inorganic P were measured or estimated to produce a budget for 1998.

MATERIAL AND METHODS

St Lawrence mesocosm

The SLM contains 3.25 millions liters of cold (10 °C) artificial seawater (28-30 ‰). It is composed of two life support systems (LSS) and four pools (Fig. 2): an isolation pool (222 kL), the bay (2400 kL), the rocky shore (23 kL) and the medical pool (26 kL). The isolation pool has its own LSS consisting of three 1.8 m diameter rapid sand filters and an ozone contactor (ozonator). The three other pools are interconnected and treated by the main LSS composed of six 3.7 m diameter rapid sand filters, a 200 m³ trickling filter and an ozone contactor. In addition, both the bay and the rocky shore pools have a reversed flow undergravel filter. Three 150 kL reservoirs help maintain closed circuit of the system. One of them is used to recover and purify the backwash water from the filters, the second is used to stock purified or new seawater and to maintain the water level in the system, and the third is used to prepare seawater. A denitrification unit was added to the main LSS in 1998 (EcoMat Inc, Hayward, CA). It is composed of a 1 m³ deaeration tank, 1 m³ denitrification reactor, a foam fractionator, and an overflow tank (Fig. 2). The filtration rate of the isolation pool is 3300 L/min and the turnover rate is 70 min. The filtration rate of the main subsystem is 21,600 L/min and the turnover rate is 140 min. About 7-9%/yr of the water was replaced with fresh artificial seawater between 1992 and 1996. This amount has been raised to about 16% - 18.5%/yr since.

Inputs

Five inputs of P in the SLM were considered in 1998: the food given to fishes and invertebrates, guano produced by seabirds, invertebrates and fish added to the system, and phosphates introduced with new seawater. The P content for each food item was analyzed except for herring which was assumed to be the same as rainbow trout, i.e. 0.4% fresh weight (Enell, 1995). The amount of food items fed to the fishes and invertebrates was recorded every day and data were transformed into P mass (kg P).

Similar procedures were adapted for 20 Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*), 16 Common Stern (*Sterna hirundo*) and 10 Common Eider (*Somateria mollissima*). These birds being adults, it was assumed that the totality of P ingested was excreted (Welty, 1979). The proportion of guano dropped into the SLM by each bird species was estimated by bird keepers. Their estimation was based on observations of birds twice a day for 20 min each time during 14 days.

Fresh weights of invertebrates added to the system were recorded by Parent and Morin (2000). Since many of them were hard-shelled, their resulting mass was converted into P based on analyses of whole shrimps i.e. 0.37% total body weight (Table 1). Fresh weights of fish added to the SLM were based on Parent and Morin (2000). Fresh weights of new species were based on available necropsy reports and/or on fresh weights of similar species. The choice of the amount of P in fish was hard to determine as it varies considerably depending on the species, the length, the bone to flesh ratio, the feed source, the amount of scales and the capture site (Cowey, 1995; Davis and Boyd, 1978; Kitchell et al., 1975). Reported P content in fish ranges between 0.18 % P and 1.1 % P fresh weight. For Atlantic Salmon and Rainbow Trout values between 0.35% and 0.45% P are generally assumed (Bureau and Cho, 1999; Holby and Hall, 1991; Ketola and Harland, 1993). For nordic fish farming mainly salmon and Rainbow trout a 0.4% P is generally considered (Enell, 1995) and this value was used to represent the P content of fishes in the SLM.

Newly prepared seawater has a P content of 0.19 mg P/L. It is made from municipal tapwater, local sodium chloride and Instant Ocean® (Aquarium Systems, Mentor, OH) salt mix.

Outputs

Four outputs were identified in the SLM: fish removed from the system, filtration, general cleaning and water losses. Fish removed from the SLM, either dead or alive, were weighed and their mass was converted into P using a 0.4% conversion factor.

Amounts of P removed in 1998 by both LSS were determined in three steps. First, the total number of backwashes in 1998 were counted using data recordings. Second, the total amount of detritus rejected per backwash in each LSS was assumed using data from Parent and Morin (2000). Finally, samples of backwash detritus were collected with a 80 μm plankton net and digested using the Kjeldahl method (APHA et al., 1998). Total P was then determined using the stannous chloride method using a FIAstar 5010 analyser from Tecator (Höganäs, Sweden).

As for the general cleaning with the underwater vacuum cleaner, detritus were recovered from the strainer and their P content was analyzed using the same method as for the backwash residue. It was assumed that the vacuum cleaner collected the same amount of detritus in 1998 as in 1995 since the number of backwashes in the main LSS was similar (444 vs 414) (Parent and Morin, 2000).

Water losses (leaks, discharges to the sewer) were estimated assuming that the amount of new water produced in 1998 equaled the amount of water lost during 1998.

Changes in P pools

Changes in standing stocks of all forms of P that are likely to vary in the SLM (Spotte, 1991) were examined: dissolved reactive phosphorus (DRP - mostly orthophosphates), particulate organic phosphorus (POP) in suspension or in sediments and dissolved organic phosphorus (DOP). Primary and secondary producer biomasses were also examined. Total P and DRP have been measured once or twice a month since 1992 using the stannous chloride method and a FIAstar 5010 analyser from Tecator. Total P samples were digested using the Bray2 method (APHA et al., 1998). DRP and Total P results have been only slightly different since 1992. It was assumed that no accumulation of POP nor of DOP took place and the phosphorus form accumulating in the SLM was mainly considered to be as DRP. POP and DOP are either removed from the system by the filtration or converted into DRP by bacterial hydrolysis.

The organic P content of sediments and of primary producer biomass was not measured assuming that their standing stock does not vary from year to year (Parent and Morin,

2000). General cleaning of the pools and filtration prevents algal growth. General cleaning also prevents any accumulation of detritus or of dead invertebrates at the bottom of the pools.

The secondary producer biomass was divided in three groups: meiofauna, macroinvertebrates and fishes. Mesocosm meiofauna has been regularly sampled and weighed since 1992 (Parent et al., in press). The change in macroinvertebrate biomass was estimated by assuming an increase equivalent to the Production:Biomass (P:B) ratio of macrobenthos in temperate estuarine habitats, of 1.0 per year (Kuipers et al., 1981; Ankar and Elmgren, 1976). A 0.37 % P content for invertebrates was assumed (Table 4). As for fish species with adult specimens only, a growth rate of 5 % was assumed (Parent and Morin 2000). For young Stripped Bass (*Morone saxatilis*) and Sea Lumpfish (*Cyclopterus lumpus*), annual growth rates of 16% and 327% respectively were determined from necropsy reports. It was assumed that the March 31, 1998 inventory reflected the mean number of fish and macroinvertebrate in the SLM for the year (Tables 2 and 4).

Statistical analysis

Estimates were produced for each input, output and change in P pools. A confidence interval was then built for each estimate using the coefficient of variation ($CV = 100 \times \text{standard deviation} / \text{mean}$). For products of two variables, the CV was calculated with the following formula:

$$CV_{AB} = \sqrt{CV_A^2 + CV_B^2 + (CV_A^2 * CV_B^2)}$$

As shown by Bohrnstedt and Goldberger (1969), the conjunction of expectation- and variance-independence between A and B is an unnecessary assumption of this equation. For sums of two or more variables, an liberal CV was derived by maximizing the

covariance term used (0 for correlations $r \leq 0$, and the product of the standard deviations ($S_A * S_B$) for correlations $r > 0$).

Budget

Each of the inputs, outputs and changes in the various P pools in the SLM was estimated independently, and then summed up to express the P budget of the mesocosm as:

$$\text{Inputs} = \text{Outputs} + \Delta \text{ Pools} + \epsilon$$

where ϵ is the error for the budget estimate. A corrected budget was then calculated by distributing the error equally ($\epsilon/2$) on each side of the equation, and then proportionally to the amount of P in each component.

RESULTS

Inputs

The annual input of P in the form of food for fish and invertebrate totalled 31 kg P (Table 3). CV of this input was 15 % on the assumption of a 10% error in the fresh weight and a 26.6% error in the mean P content of each food item (Table 1). This latter was derived from the variation in P content of 17 fish species (Davis and Boyd, 1978). A total of 10.5 kg P was given to seabirds. Sterns were assumed to have eaten 2.8 kg P and 58% of their guano was estimated to have fallen in the SLM. Kittiwakes ingested 5.1 kg P and 73% of the guano ended up in the SLM. As for Eiders 2.6 kg P was ingested and 100 % of the guano was left in the mesocosm. It was assumed that the totality of the P ingested was excreted via the guano as all birds were adults with no net growth. The guano in the SLM amounted to a net annual input of 7.9 kg P (Table 3). CV of the net annual input of P from seabirds was 13.6% on the assumption of a 10%

error in weight of food ingested, a 26.6% error in mean P content of the food items, and a 12.5% error in each estimate of guano entering the SLM.

The fish biomass added to the system in 1998 amounted to 343 kg wet weight or 1.4 kg P (CV = 28.5%). Most of the fish were Atlantic Cods (*Gadus morhua*) and Atlantic Sturgeons (*Acipenser oxyrinchus*). The biomass of invertebrates added to the system (mostly Northern Sea Cucumber, Toad Crab and Polar Starfish) totalled 89 kg wet weight or 0.3 kg P (CV = 28.5%). New seawater added to the system totalled 0.1 kg P (CV = 14.2%).

The total input of phosphorus into the SLM mesocosm was therefore 40.5 kg P in 1998 (Table 5). The CV of the total input was 12.9% on the assumption of a positive correlation between added animals and food for fish and invertebrates.

Outputs

In 1998, 431 fishes totalling 1152 kg wet weight or 4.6 kg P were removed from the mesocosm. The CV of this output was the same as the CV of the P content, i.e. 26.6 % because all removed fish were counted and most of them were individually weighed.

The net amount of P removed by both life support system filters (LSS) was 19.3 kg P (CV = 24%) (Table 6). It was assumed from Parent and Morin (2000) that the composition of detritus was 39% algae, 50% food, 10% feces and dead invertebrates, and 1% exogenous materials (twigs, feathers, plastic, etc.) and that the amount of the detritus removed by one backwash was 1.8 kg dry weight (dw) for the main LSS (CV = 4.1%) and 0.4 kg dw (CV = 10%) for the auxiliary LSS. The P content of detritus was measured as 2.2% dw (CV = 23.3%).

The pool vacuum strainer retained 33.5 kg dw of organic matter (Parent and Morin, 2000). The P content was measured as 5% dw (CV = 2.1%) resulting in a net removal of 1.7 kg P (CV = 17.9%).

Water losses reached 600 000 L in 1998, or 18.5% of the total content of the SLM. The P concentration for July 1st 1998 (15.2 mg PO₄-P) was used to determine the load of P exiting the system with water losses. The net mass of P lost through water losses

totalled 9.1 kg P. CV of this output is no more than 14.2% because all water additions were logged during 1998.

The sum of the five outputs totalled 34.7 kg P in 1998. The CV of the total output was 14.3% assuming that no positive correlation existed between the various outputs.

Changes in P pools

The P concentration in the SLM varied from 14.6 mg P/L on January 1st 1998 to 15.9 mg P/L on December 31st 1998 for a net increased in the P pool of 4.2 kg. The CV of the phosphate accumulation was 14.2% on the assumption of a 10% error estimate in both water volume and water P content.

The increase in fish biomass in 1998 was 0.9 kg P (CV = 40.4%). The inventory showed that 889 fishes were living in the SLM in 1998 (Table 2). Their total biomass was 2757 kg wet weight corresponding to 11 kg P (CV = 38.5%) with an annual population growth rate of 8.4% (CV = 37.0%)

The increase in invertebrates biomass was 1.1 kg P in 1998 (Table 4). Inventories showed that 3684 specimens were alive in the SLM in 1998. Their total biomass was 306 kg wet weight (Table 4). Since the rate of increase was grossly estimated, the CV of this change in the P pool was liberally set at 100%.

The total change in P pools for 1998 was 6.3 kg P (Table 5). The CV was 21.3% assuming no positive correlation between the different changes in P pools. The sum of the outputs and changes in P pools totalled 40.9 kg P (CV = 12.5%).

Budget

The uncorrected P budget of the St Lawrence mesocosm for 1998 was the following:

$$40.5 \text{ kg P (Inputs)} + 0.5 \text{ kg P } (\epsilon) = 34.7 \text{ kg P (Outputs)} + 6.3 \text{ Kg P } (\Delta\text{Pools})$$

The error (ϵ) was only 1.1%. It was much smaller than the precision for the inputs (CV= 12.9%) or the sum of the outputs and changes in P pools (CV = 12.5%). The corrected budget was the following:

$$40.7 \text{ kg P (Inputs)} = 34.5 \text{ kg P (Outputs)} + 6.2 \text{ Kg P } (\Delta\text{Pools})$$

Details of both budget are presented in Table 5.

DISCUSSION

Inputs, outputs and changes in P pools

Food items given to fishes and invertebrates are the main phosphorus inputs to the mesocosm: they represent 76% of all inputs (Table 5). Seabird guano is the second most important input with a 20% input of P. Other inputs play a smaller role in the P cycle of the SLM. Considering that fish are kept on a maintenance diet (Parent and Morin, 2000) and that the P content of almost every food item (Table 1) is lower than most chow used in the fish farming industry (0.7%, Enell, 1995) the only way to reduce the daily input of P would be to reduce the number of fishes and invertebrates from the exhibit. The same concept would also apply for seabirds.

The proportion of the inputs exiting the mesocosm totalled 85% leaving a 15% accumulation in the SLM. The large amount of P exiting the SLM explains in part why the P concentration tends to stabilize compared to the nitrate concentration (Fig. 1). It is important to note that water losses (22%) played an important role in keeping a low accumulation of phosphates in the mesocosm in 1998. There is a direct link between water losses and the change in P accumulation. The higher the concentration of phosphates in the SLM, the higher the importance played by water losses as is illustrated in Figure 1. During the first year of operation, the net increase in the P concentration was 7.4 mg P/L (between August 4th 1992 and August 2nd 1993) with 9% annual water change. In 1998, the P increase was only 1.3 mg P/L with a 18.5% annual water change. In the first years, the P level was low in the SLM hence the load exiting the mesocosm through water losses was smaller now. Because of the minor role played by water losses, P accumulated faster in the system. The small decrease in P concentration observed in 1997 (Fig. 1) is probably due to the decision to raise the annual water changes from 9% to about 16%.

Filtration, however, is the main route of P output with a removal of 48% of the annual input of P. As long as the number of fish and invertebrate biomass as well as the number and species of seabirds remain the same, the role played by filtration can be expected to remain similar over the years. The same apply to general cleaning with the pool vacuum which mostly removed dead invertebrates, organic particles trapped in the sediments or glued to surfaces. The strainer from the pool vacuum retained large particles while the smaller ones were sent to the filtration system. An analysis of the P content of the strainer gave a value of 4.96% (dry wt.) while the P content of the waste from the filtration units gave 2.2% (dry wt.). The difference between both P contents lies probably in the fact that flesh and bones, which are the main P reservoir in fish (Cowey, 1995; Dosdat, 1992b), are mostly retained by the strainer.

Most of the P accumulation in the SLM was in the form of orthophosphates (67%) while the rest accumulated into fishes (15%) or invertebrate (18%). It is worth noting that a 100% change in invertebrate growth rate would make little change to the amount of P accumulated in this pool.

The concentration of particulate phosphorus (total P minus o-PO_4) has been negligible ever since 1992. Therefore, it was assumed that only dissolved inorganic phosphorus (o-PO_4) accumulated in the mesocosm like in other seawater aquariums due to bacterial mineralization of the uneaten food and of the feces excreted by fish and invertebrates (Spotte, 1991).

Filtration and general cleaning systems contributed to the removal of 51% of the input P mostly in the form of particulate phosphorus. Our results are similar than those from Holby and Hall (1991) who reported that between 50 and 57% of the P input in cage farming escapes the system under a particulate form. They are also in agreement to those from Enell (1987) who reported that 63% of the P input was found in the sediments.

Budget

The budget presented here gave a surprisingly small global error in estimating the P pathways in the St Lawrence mesocosm for 1998 suggest that it is unlikely that a factor was missed or largely misestimated. The CV of the input (12.9%) and the summation of the outputs and changes in P pool (12.5%) being also similar, this budget can be without doubt used as a guide to understand the phosphorus cycle in the SLM as well as a tool to design a dephosphatation unit for this mesocosm.

The budget showed the relative importance of water losses in the design of a future P treatment unit. As this unit would decrease the P concentration in the SLM, the importance of water losses would be reduced. Hence, the designer of a future phosphorus removal unit aiming at lowering the SLM P concentration from 15 mg PO₄-P/L to about 2 mg PO₄-P/L should consider three factors. First, the load of P that has accumulated since the opening in 1992 (about 43 kg of P), second the annual load of P accumulating in the system as dissolved inorganic phosphorus (4.2 kg) and finally the load of P usually exiting the system via water losses (7.1 kg/yr in 1998).

When the P concentration in the SLM will finally be lowered to 2 mg PO₄-P/L the P removal unit will run on a maintenance rate removing annually about 11.3 kg P while water losses will remove only about 2 kg of P.

Comparison of P and N budgets

A flow chart of phosphorus in the SLM in 1998 was developped using Table 5 to compare it with that of nitrogen developped by Parent and Morin (2000) for the same mesocosm but for 1995 (Fig. 3). Operation of the SLM was constant during the 1995-1998 period, i.e. sum of invertebrates, fishes and birds biomasses, for 1995 (2703 kg wet wt.) and 1998 (3091 kg wet wt.) were comparable (10 % increase). The flow charts were based on 100 g of inputs of N or of P per year. For reasons of simplicity, it was assumed that all of the added food was eaten.

Figure 3 first shows that the animal growth was the same in both flow charts. This was expected since biological loads were similar in both years and that N : P ratio is very much constant in animals (De Angelis, 1992).

Figure 3 also shows that N and P followed different paths in the SLM as in probably any closed system. P outputs (85 g/yr) were 2.5 more important than the N outputs (35 g/yr). This difference was mainly imputable to the filtration and cleaning systems which removed more particulate phosphorus (51 g/yr) than particulate nitrogen (20 g/yr). We suggest that the biological reason for this difference is that up to 90% of the nitrogen is excreted by fish under dissolved forms, mostly as ammonia (Dosdat, 1992a) which is then nitrified into nitrate by the trickling filter units. In contrast, 60 to 80% of phosphorus is excreted in a particulate form (Dosdat, 1992b). Filtration and cleaning systems being efficient at removing particulate matter, they prevent phosphorus from being mineralized and entering the soluble P pool. As a result, there was much less phosphorus mineralized (32.5 g/yr) than nitrogen (71 g/yr) (Fig.3).

DRP accumulated much more slowly than nitrate in the SLM (Fig. 1) for two reasons. First, as explained above, the rate of mineralization of phosphorus was much slower than the rate of nitrogen mineralization. Second, water losses removed 68% of the mineralized phosphorus in 1998 while they removed only 15% of mineralized nitrogen in 1995 (Parent and Morin, 2000).

CONCLUSION

Filtration and cleaning systems play an important role in removing particulate phosphorus and in preventing an excessive accumulation of o-PO_4 in closed systems. When the o-PO_4 level is high, a significant proportion can be removed by water changes or water losses. Differences in flow charts between N and P explain why nitrogen accumulates more rapidly in a closed system than phosphorus.

Because opening such a large system as the SLM is a costly operation (cost of water change) as well as a source of important technical problems (structural integrity of the

main tank and preservation of the living collection), a dephosphatation unit will be to prevent the N:P ratio from reaching an excessive level that favor algal blooms. The P budget presented here has been used to predict the performance required from such a treatment unit. This budget is a useful water quality management tool for the designer of a future phosphorus removal unit and for the managers of the SLM mesocosm. This budget may also serve as a guideline for managers of other closed-circuit marine aquariums.

Acknowledgements

This research was supported by the Montreal Biodome and by a grant to C. Trépanier from La société des amis du Biodôme. It was made possible by the close cooperation and dedication of the personnel of the Montreal Biodome. We especially thank the engineering staff, the aquarists and bird keepers of the St Lawrence mesocosm, Claire Vasseur and Léandre Côté for collecting data and making useful suggestions. We also express our gratitude to Rachel Léger, General Curator of the Montreal Biodome for her continuous support throughout this project.

References

- Abeyasinghe D. H., Shanableh A. and Rigden B. (1996) Biofilters for water reuse in aquaculture. *Water Sci. Technol.* 34 (11), 253-260.
- Ankar S. and Elmgren R. (1976) The benthic macro- and meiofauna of the Askö-Landsort area (Northern Baltic proper). A Stratified Sampling Survey. *Contr. Askö Lab. Univ. Stockholm, Sweden* 11, 115 pp.
- APHA, AWWA, and WEF. (1998) *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bohrnstedt G. W. and Goldberger A. S. (1969) On the exact covariance of products of random variables. *J. Am. Stat. Assoc.* 64, 1439-1442.
- Bureau D. P. and Cho C. Y. (1999) Phosphorus utilisation by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture* 179, 127-140.
- Cowey C. B. 1995. Intermediary metabolism in fish with reference to output of end products of nitrogen and phosphorus. *Water Sci. Technol.* 31(10), 21-28.
- Davis J. A. and Boyd C. E. (1978) Concentrations of selected elements and ash in Bluegill (*Lepomis macrochirus*) and certain other freshwater fish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107 (6), 862-867.
- DeAngelis D. L. (1992) *Dynamics of Nutrient Cycling and Food Webs. Population and Community Biology Series 9.* Chapman & Hall, New York, 270 pp.
- Dostat A. (1992a) L'excrétion chez les poissons téléostéens. I- L'azote. *La pisciculture française* 108, 25-40.
- Dostat A. (1992b) L'excrétion chez les poissons téléostéens. II- Le phosphore. *La pisciculture française* 109, 18-29.
- Ekman-Ekeboom M., Kauppi M., Sivonen K., Niemi M. and Lepistö L. (1992) Toxic cyanobacteria in some finnish lakes. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 7, 201-213.
- Enell M. (1987) Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorous and nitrogen loadings. *ICES Council Meeting 1987 (Collected Papers)* F:44, 13 pp.
- Enell M. (1995) Environmental impact of nutrients from fish farming. *Wat. Sci. Technol.* 31 (10), 61-71.

- Epifanio C. E. and Sna R. F. (1975) Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassastrea virginica*. Mar. Biol. 33, 241-246.
- Holby O. and Hall P.O. J. (1991) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Mar. Ecol. Prog. Ser. 70, 263-272.
- Istvanovics V., Vörös L., Herodek S., Toth L. G. and Tatrai I. (1986) changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. Limnol. Oceanogr. 31(4), 798-811.
- Ketola H. G. and Harland B. F. (1993) Influence of phosphorus in rainbow trout diets on phosphorus discharges in effluent water. Trans. Am. Fish. Soc. 122, 1120-1126.
- Kitchell J.F., Koonce J.F. and Tennis P. S. (1975) Phosphorus flux through fishes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2478-2484.
- Kuipers B.R., de Wilde P. A. W. J. and Creutzberg F. (1981) Energy flow in a tidal flat ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5, 215-221.
- Panczakowa J. and Szyszka T. (1986) concentrations of nitrogen and phosphorus in waters of two hypertrophic lakes and their effect on the quantity of phytoplankton biomass. Pol. Arch. Hydrobiol. 33 (2), 151-164.
- Parent S. and Morin A. (2000) N budget as water quality management tool in closed aquatic mesocosms. Wat. Res. 34 (6), 1846-1856.
- Parent S., Morin A. and Gagnon D. In press. Are meiofauna transient or resident in sand filters of cold marine mesocosms? Wat. Res .
- Riddolls A. (1985) Aspects of nitrogen fixation in Lough Neagh. II. Competition between *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria redekei* and *Oscillatoria agardhii*. Freshwater Biol. 15, 299-306.
- Sauvé I. (2000) Caractérisation de la filière de dénitrification des eaux de mer du Biodôme de Montréal. Masters Thesis. Ecole Polytechnique of Montreal, Canada.
- Sivonen K., Kononen K., Esala A. -L. and Niemelä S. I. (1989) Toxicity and isolation of the cyanobacterium *Nodularia spumigena* from the southern Baltic Sea in 1986. Hydrobiologia 185, 3-8.
- Skulberg O.M., Underdal B. and Utkilen H. (1994) Toxic waterblooms with cyanophytes in Norway - current knowledge. Arch. Hydrobiol./Suppl. 105, 279-289.

Spotte S. (1991) *Captive Seawater Fishes. Science and Technology*. John Wiley & Sons, Toronto, Canada, 942 pp.

Spotte S. (1979a) *Fish and invertebrate culture*. 2nd ed. John Wiley & Sons, Toronto, Canada, 179 pp.

Spotte S. (1979b) *Seawater Aquarium. The Captive Environment*. John Wiley & Sons, Toronto, Canada, 413 pp.

Welty J. C. (1979) *The Life of Birds*. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA, 623 pp.

Table 1. P content of food items fed to invertebrates, fishes and seabirds in the St Lawrence mesocosm (expressed as a percentage of the wet wt.).

Food item	P (%)	Reference
Trout chow	0,800	b
Silverside (<i>Menidia menidia</i>)	0,544	c
Herring (<i>Clupea harengus</i>)	0,400	d
Capelin (<i>Mallotus villosus</i>)	0,394	a
Shrimp (whole) (<i>Pandalus borealis</i>)	0,370	a
Smelt (<i>Osmerus mordax</i>)	0,334	a
Krill (<i>Euphausiidae</i> spp.)	0,252	a
Squid (<i>Loligo brevis</i>)	0,225	a
Shrimp (shelled) (<i>Pandalus</i> spp.)	0,143	a
Clams (<i>Pelecypoda</i> spp.)	0,076	c

a P content measured by a private laboratory

b average P content of different trout chows used at the Biodome

c digested according to the TKN method and analyzed using

the stannous chloride method (APHA et al., 1998)

d based on P content of rainbow trout (Enell, 1995)

Table 2. Fresh weight, P mass, and annual growth rate of fish in the SLM mesocosm in 1996. Number and biomass of fish removed from the SLM in 1996 are also given. Fresh weights were converted into P mass using a 0.4% conversion factor

Common name	Species	Mean individual weight		As on 31 March 1996		Growth in 1996		Added in 1996		Removed in 1996	
		kg	Number of fish	kg	Species	kg	Partial pop	Number of fish	Mass of fish	Number of fish	Mass of fish
Arctic Char	<i>Salvelinus alpinus</i>	2.3 d	12	27.6	5.0% d	0.05%	0	0	0	13	30
Atlantic Cod	<i>Gadus morhua</i>	6.6 d	207	1407.6	5.0% d	2.55%	42	266	106	734	0
Atlantic Halibut	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	4.4 d	3	13.2	5.0% d	0.02%	0	0	0	0	29
Atlantic Haddock	<i>Macoma muriei</i>	1.0 e	361	352.0	5.0% d	0.64%	0	0	0	30	122
Atlantic Salmon	<i>Salmo salar</i>	11.1 d	18	196.6	5.0% d	0.36%	0	0	0	11	0
Atlantic Seaanise	<i>Liparis atlanticus</i>	0.5 e	0	0.0	5.0% d	0%	1	1	0	0	0
Atlantic Burgeon	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	26.0 d	6	208.0	5.0% d	0.36%	1	26	0	0	0
Atlantic Wolffish	<i>Arenichthys lupus</i>	4.0 d	4	16.0	5.0% d	0.03%	0	0	0	0	0
Cunner	<i>Tautoglabrus adspersus</i>	0.5 e	2	1.0	5.0% d	0.002%	0	0	0	1	1
Dusky Gabbit	<i>Liparis gibbus</i>	0.5 e	0	0.0	5.0% d	0%	3	3	0	0	0
Elapout	<i>Lycodes sp.</i>	2.6 c	10	26.0	5.0% d	0.05%	4	10	0	0	0
Gabbit	<i>Myoxocephalus senegalensis</i>	0.5 d	1	0.5	5.0% d	0.00%	16	8	0	0	0
Longhorn Sculpin	<i>Myoxocephalus octodecemspinosus</i>	0.6 d	12	6.6	5.0% d	0.02%	0	0	0	10	6
Ocean Pout	<i>Macrurus carinatus</i>	2.6 d	2	5.2	5.0% d	0.01%	0	0	0	0	0
Pollack	<i>Pollockus virens</i>	6.0 d	14	126.0	5.0% d	0.23%	0	0	0	7	63
Sea Lumpfish	<i>Cyclopterus lumpus</i>	0.2 e	64	20.6	326.6% e	2.44%	0	0	206	64	17
Sea Raven	<i>Hemirhamphus intermedius</i>	3.4 d	11	37.4	5.0% d	0.07%	0	0	0	5	15
Shorthorn Sculpin	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1.1 d	13	14.3	5.0% d	0.03%	4	4	0	14	5
Skates	<i>Raja sp.</i>	1.5 d	13	18.5	5.0% d	0.04%	0	0	0	3	5
Spy Dogfish	<i>Squalus acanthias</i>	2.7 d	3	8.1	5.0% d	0.01%	0	0	0	0	0
Striped Bass	<i>Morone saxatilis</i>	3.1 e	77	240.2	16.2% e	1.41%	0	0	0	10	31
Winter Flounder	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	1.0 d	23	23.0	5.0% d	0.04%	3	3	13	13	0
Yellowtail Flounder	<i>Limanda ferruginea</i>	1.5 b	1	1.5	5.0% d	0.003%	1	2	0	0	0
Total			669	2757.2	6.36%		79	343	431	1152	26.6%
Total P mass				11.0					1.4		4.6
Coefficient of variation (CV)				38.5%					26.5%		26.6%

a based on the young sculpin weight
b based on the Winter flounder weight
c based on the Ocean pout weight
d Parent and Morth, 2000
e based on 1996 necropsy reports

Table 3. Annual inputs of food items served to fish, invertebrates and birds in 1998 (in kg P).

Food item	Fish and invertebrates	Kittiwake	Stern	Eider
Herring (<i>Clupea harengus</i>)	5,1	-	-	-
Smelt (<i>Osmerus mordax</i>)	0,1	3,4	1,3	2,0
Capelin (<i>Mallotus villosus</i>)	14,3	-	-	-
Squid (<i>Loligo brevis</i>)	2,6	-	-	-
Shrimp (whole) (<i>Pandalus borealis</i>)	0,7	0,3	-	0,1
Shrimp (shelled) (<i>Pandalus</i> spp.)	0,5	0,1	0,1	-
Krill (<i>Euphausiacea</i> spp.)	0,1	-	-	-
Clams (<i>Pelecypoda</i> spp.)	0,0	-	-	0,3
Silverside (<i>Menidia menidia</i>)	4,4	1,4	1,4	-
Trout chow	2,9	-	-	0,2
Total	30,7	5,1	2,8	2,6
Proportion of feces entering the SLM	100%	73%	58%	100%
Net P input in the SLM	30,7	3,7	1,6	2,6
Coefficient of variation (%)	15,0%	22,4%	21,9%	22,6%

Table 4. Number, fresh wt. (in kg) and P mass (in kg) of live and dead invertebrates in the SLM mesocosm in 1998. Fresh weights were converted into P mass using a 0.37% conversion factor.

Common name	Scientific name	Number of specimens	Mean weight	Species mass	Number added	Addition mass	Deaths	Dead mass	
Anemones	<i>Hexacorella</i> spp.	308	0,085	a	26	0	0	16	1
Common Periwinkle	<i>Littorina littorea</i>	10	0,008	a	0	0	0	0	0
Green Sea Urchin	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	2490	0,031	a	77	0	0	44	1
Hermit Crab	<i>Pagurus</i> spp	8	0,017	b	0	13	0	3	0
Northern Lobster	<i>Homarus americanus</i>	18	1,350	a	24	0	0	0	0
Northern Sea Cucumber	<i>Cucumaria frondosa</i>	128	0,281	a	35	72	20	59	17
Polar Starfish	<i>Leptasterias polaris</i>	166	0,141	a	23	138	19	223	31
Red Soft Coral	<i>Gervaisia rubiformis</i>	7	0,022	a	0	29	1	11	0
Rock Crab	<i>Cancer irroratus</i>	229	0,245	a	56	33	8	100	25
Scarlet Psolus	<i>Psolus fabricii</i>	0	0,057	a	0	29	2	43	2
Sculptured Shrimp	<i>Sclerocrangon boreas</i>	0	0,017	c	0	35	1	2	0
Sea Peach	<i>Halocynthia pyramidalis</i>	31	0,039	a	1	19	1	47	2
Toad Crab	<i>Hyas areneus</i>	247	0,217	a	54	171	37	76	16
Violon Toad Crab	<i>Hyas coarctatus</i>	36	0,217	a	8	0	0	21	5
Waved Whelk	<i>Buccinum undatum</i>	8	0,051	a	0	8	0	19	1
Total		3684			306	547	89	664	102
Total P mass				1,1		0,3		0,4	
Coefficient of variation (%)				28,7%		28,5%		28,5%	

a Parent and Morin, 2000

b based on the Sculptured shrimp weight

c average weight of two females and one male

Table 5. Raw and corrected P budgets (in kg P) in the St Lawrence mesocosm for 1998
(CV = coefficient of variation)

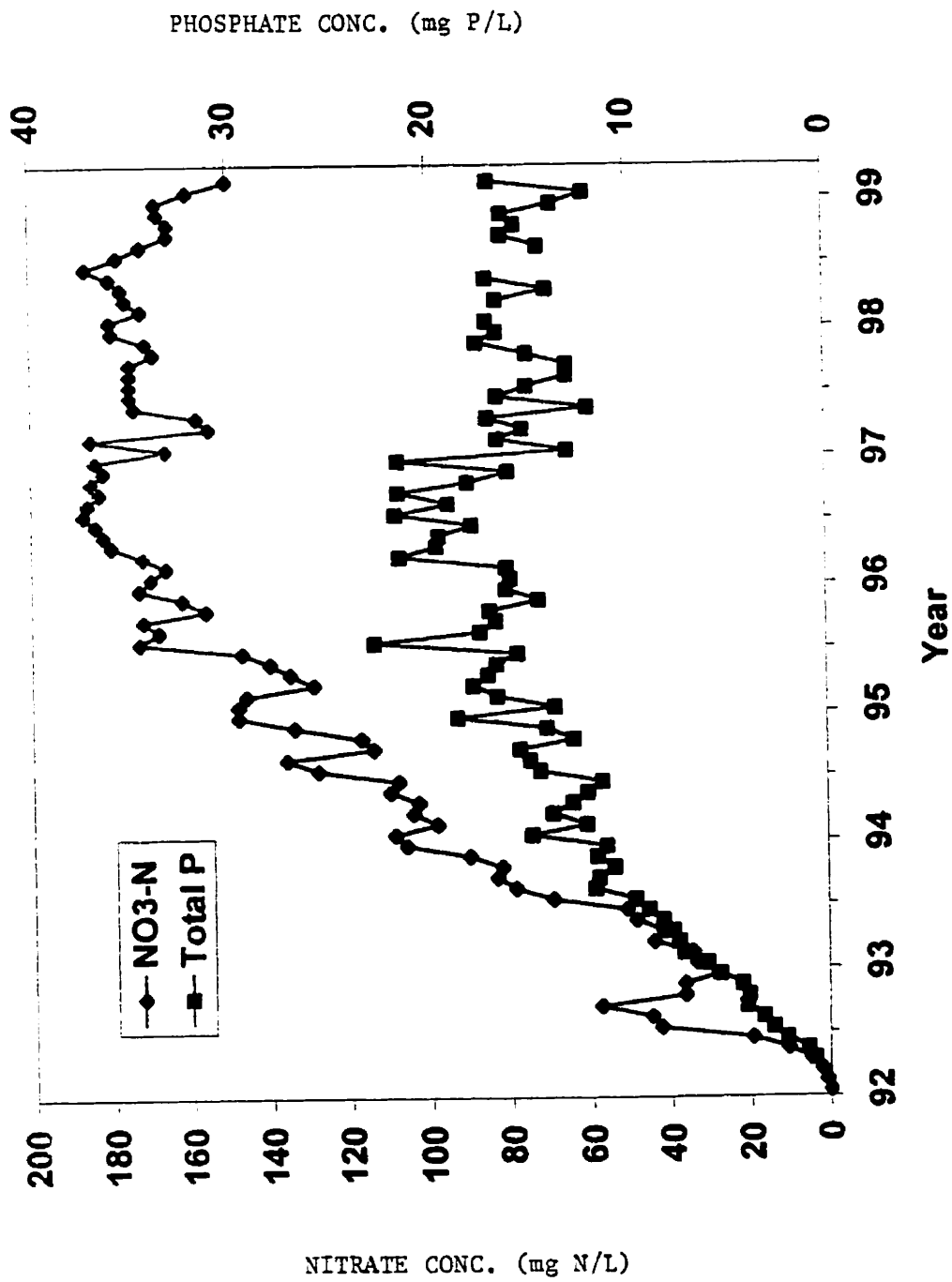
	Raw budget	CV %	Corrected budget	% of total	% of subtotal
Inputs					
Food	30.7	15.0	30.9	76.0	
Bird Guano	7.9	13.6	8.0	19.6	
Invertebrates added	0.3	28.5	0.3	0.8	
Fish added	1.4	28.5	1.4	3.4	
Phosphorus in new water	0.1	14.2	0.1	0.2	
Total	40.5	12.9	40.7	100.0	
Outputs					
Fish removed	4.6	26.6	4.6	11.3	13.3
Filtration	19.2	24.0	19.2	47.1	55.6
Cleaning	1.7	17.9	1.7	4.1	4.8
Water losses	9.1	14.2	9.1	22.3	26.3
Subtotal	34.7	14.3	34.5	84.7	100.0
Changes in phosphorus pools					
Dissolved reactive phosphorus	4.2	14.2	4.2	10.3	67.1
Fish growth	0.9	40.4	0.9	2.3	14.8
Invertebrates growth	1.1	100.0	1.1	2.8	18.1
Subtotal	6.3	21.3	6.2	15.3	100.0
Total	40.9	12.5	40.7	100.0	
Error	(0.5)		(0.0)		

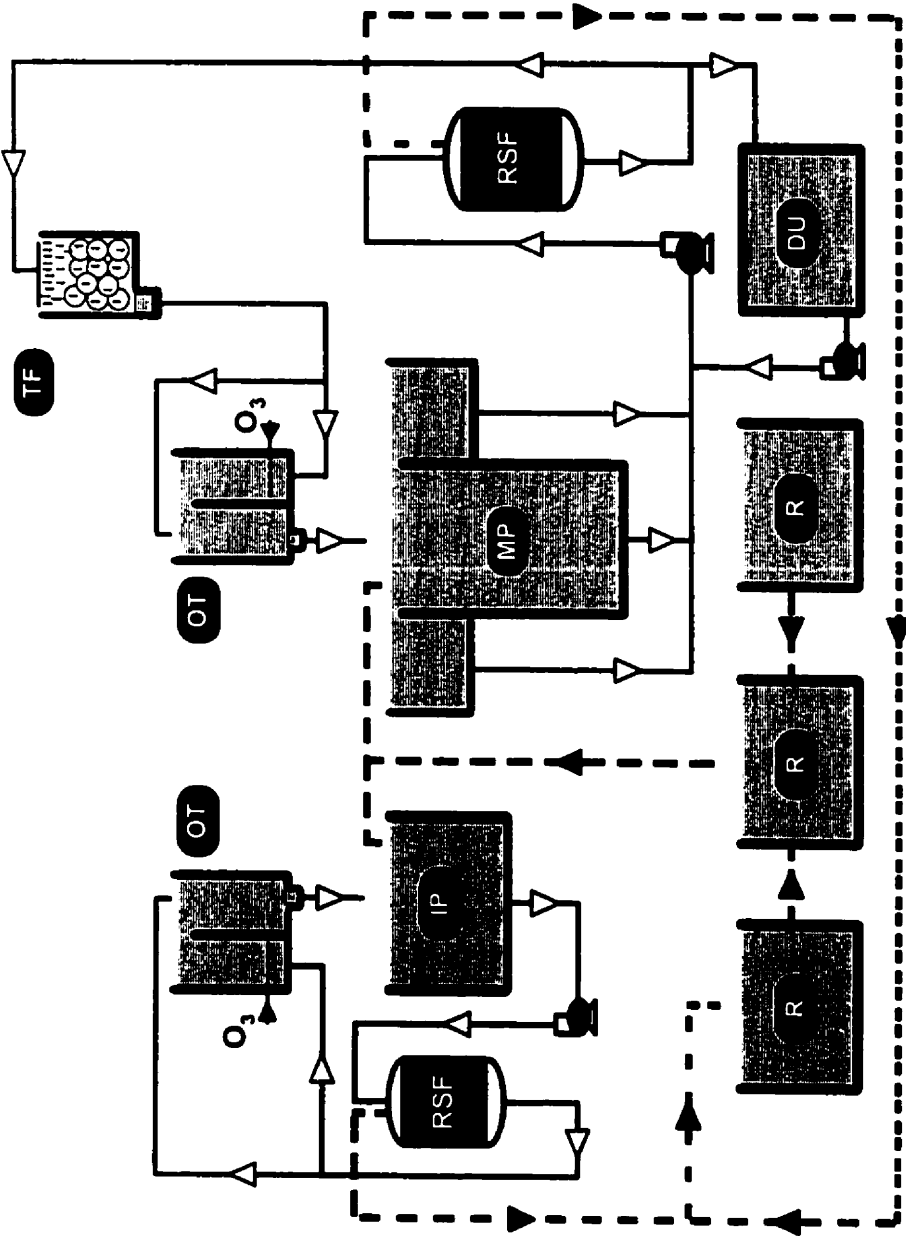
Table 6. Amounts of organic matter (kg DW) and P (kg) removed by the filters of the two life support systems (LSS) and by the general cleaning of the SLM in 1998

	Main LSS		Auxiliary LSS	
	Value	CV	Value	CV
Detritus collected by filtration				
Number of backwashes	444	10.0	147	10.0
Organic matter removed by one backwash	1,8	4.1	0,4	10.0
Organic matter removed by the LSS filters	805,9	10.8	65,4	14.2
P removed by the LSS filters	17,8	25.8	1,4	27.5
Total P removed by both LSS filters	19.2	24.0		
Detritus collected by general cleaning				
Organic matter retained by the pool vacuum strainer	33,5	14.8		
Total P retained by the pool vacuum strainer	1,7	17.9		
Total P removed by filtration and general cleaning	20.9	22.1		

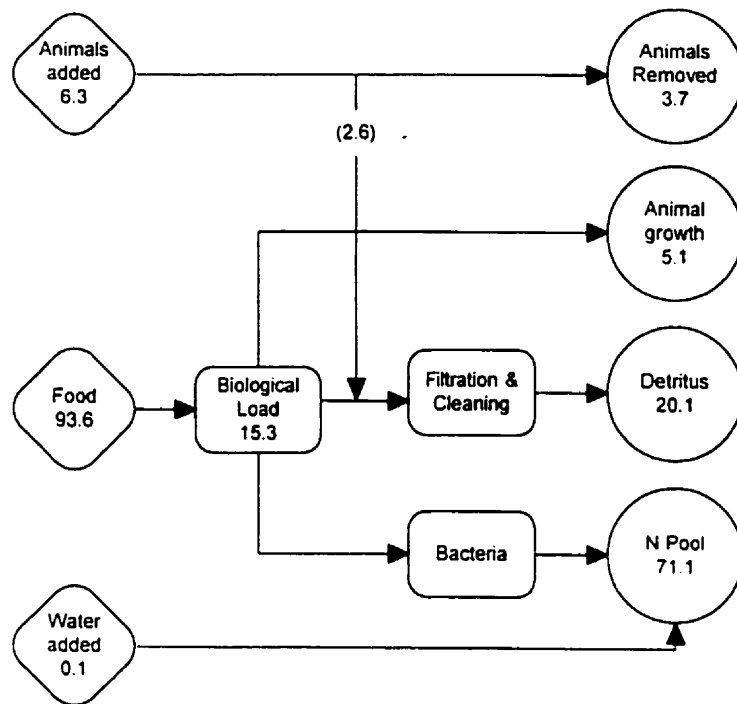
LEGENDS OF FIGURES

- Figure 1. Monthly $\text{NO}_3\text{-N}$ and total P measurements in the St. Lawrence mesocosm between May 15, 1992 and June 15, 1999.
- Figure 2. Hydraulic diagram of the St. Lawrence mesocosm. Legend : DU) denitrification unit, IP) Isolation pool, MP) Bay pool, Medical pool and Rocky shore, OT) Ozone tower, OV) Overflow tank, R) reservoir, RSF) Rapid sand filters, TF) Trickling filter. (\Rightarrow) : normal water circulation, (\rightarrow) : denitrification path
- Figure 3. Flow charts of A) nitrogen and B) phosphorus in the St. Lawrence mesocosm. Data are expressed in g N/ y or g P/ y, except for biological loads (g N or g P). Inputs are shown in diamonds, processes in boxes and outputs or changes in pools in circles. The flow chart of nitrogen is modified from Parent and Morin (2000).

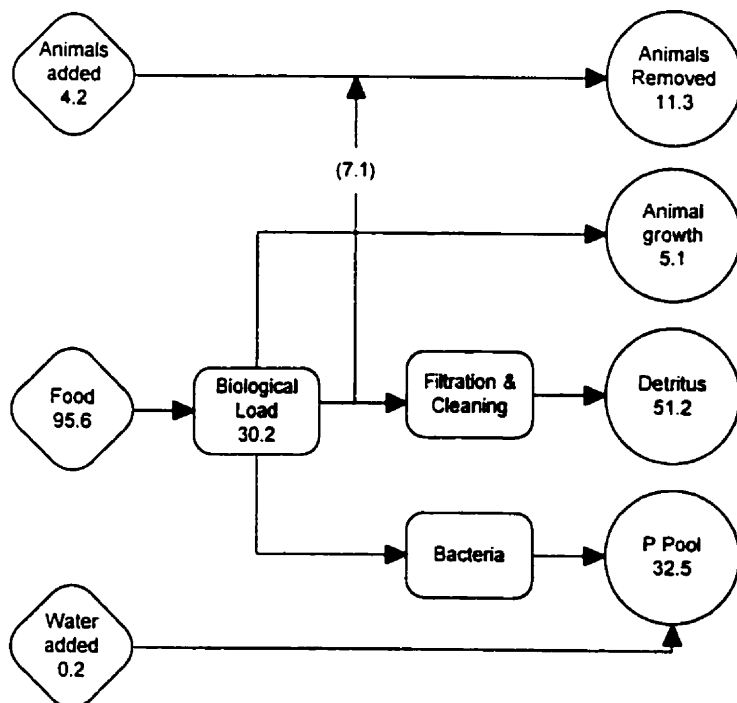




A)



B)



ANNEXE 2 : Composition du mélange artificiel Instant Ocean® .

Tableau A2.1: Concentration des éléments majeurs, mineurs et traces dans le mélange d'eau de mer artificiel Instant Ocean® et dans l'eau de mer naturelle.

Élément	Instant Ocean® (mg/L)	Eau de mer naturelle (mg/L)
Majeurs		
Cl Chlore	19 600	19 000
Ca Calcium	420	400
K Potassium	360	380
Mg Magnésium	1 400	1 350
Na Sodium	10 400	10 500
Mineurs		
B Bore	5,5	4,5
Ba Barium	< 0,05	0,03
Cd Cadmium	< 0,01	0,0001
Co Cobalt	< 0,03	0,00008
Li Lithium	0,18	0,18
Mo Molybdène	2,2	0,10
Ni Nickel	< 0,04	0,007
P Phosphore	0,19	0,07
Pb Plomb	< 0,08	0,00003
Ru Ruthenium	< 0,10	0,12
Sb Antimoine	< 0,20	0,0003
Si Silicium	0,34	2,0
Sn Étain	0,15	0,0008
Sr Strontium	7,1	8,5
V Vanadium	< 0,04	0,002
Traces		
Al Aluminium	< 0,04	0,01
Cu Cuivre	0,011	0,003
Fe Fer	0,012	0,003
Mn Manganèse	0,004	0,002
Zn Zinc	0,018	0,010

ANNEXE 3 : Protocoles expérimentaux

Section A3.1 Protocole de l'essai de coagulation-floculation avec l'alun, le PASS et le FeCl_3 .

Section A3.2 Protocole de l'essai de coagulation-floculation avec le chitosane.

Section A3.3 Protocole de l'essai d'adsorption au laboratoire avec la roche calcaire.

Section A3.4 Protocole de l'essai d'adsorption au laboratoire avec la scorie.

Section A3.5 Protocole de l'expérience de dilution.

Section A3.6 Protocole des essais en colonnes.

Section A3.1 Protocole de l'essai de coagulation-floculation avec l'alun, le PASS et le FeCl_3 .

La détermination de la dose optimale pour l'alun, le PASS et le FeCl_3 a nécessité 4 essais de coagulation-floculation par coagulants:

- étape 1) détermination d'une plage de concentrations optimales;
- étape 2) détermination de la concentration optimale de coagulant se trouvant à l'intérieur de la plage trouvée à l'étape 1;
- étape 3) détermination de la dose optimale de polymère en injectant la dose optimale de coagulant trouvée à l'étape deux;
- étape 4) reprise de l'essai de floculation en quintuplicata en utilisant la dose optimale de coagulant (étape 2) et la dose optimale de polymère de l'étape 3.

Les trois coagulants n'ont pas été dilués et une solution mère de polymère a été préparée à une concentration de 0,1%.

Les trois coagulants (alun, PASS et FeCl_3) et le polymère (Percol LT27) ont été testés selon les 4 étapes précédentes à la température ambiante et à 10°C (pas de quatrième étape à 10 °C) afin de vérifier l'effet de la température sur la réaction de coagulation. La figure A3.1 représente le montage pour l'essai de floculation.

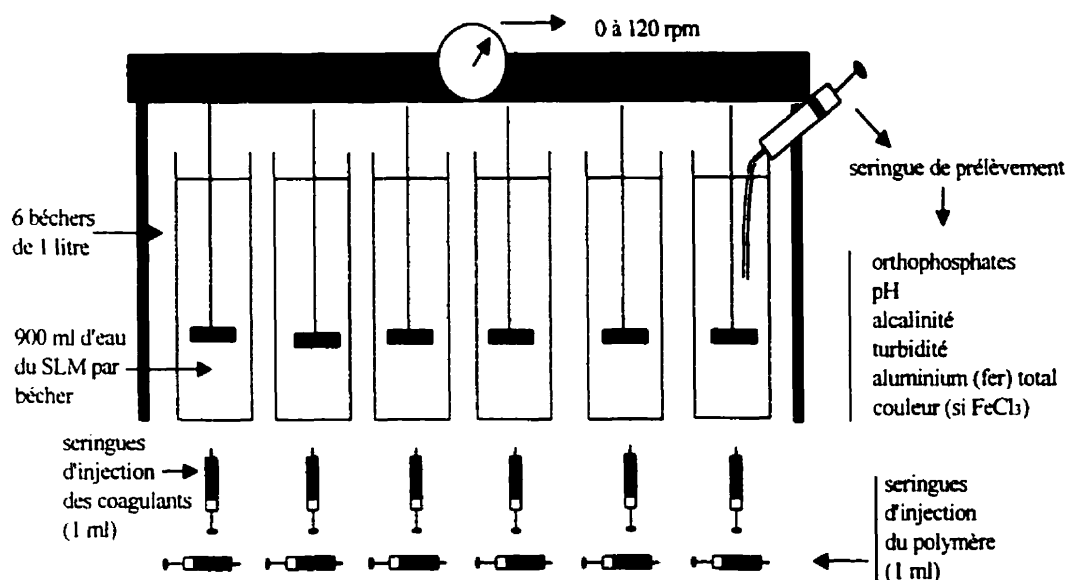


Figure A3.1: Schéma du montage pour l'essai de flocculation

Les 6 béchers de 1 litre ont été remplis avec 900 ml d'eau de mer du Saint-Laurent Marin. L'eau a été prélevée à la sortie du percolateur à bio-billes. Les doses de coagulant et de polymère ont été injectées à l'aide de seringues de 1 ml. Pour le prélèvement, des seringues de 60 ml avec tuyaux flexibles à l'embout ont été employées. Un mélangeur muni de 6 pales pouvant tourner à des vitesses allant de 0 à 120 rpm a été utilisé pour le mélange de l'eau durant l'expérience. Le déroulement de l'expérience s'est fait de la façon suivante:

- homogénéisation de l'eau pendant 30 secondes à 100 rpm;
- $t=0$: démarrage du chronomètre et injection du coagulant à l'aide de seringue de 1 ml. mélange rapide pendant 1 minute à 100 rpm;
- $t=1\text{min}$: ajout du polymère à l'aide de seringue de 1 ml et mélange rapide pendant 1 minute à 100 rpm. Lorsqu'aucun polymère était testé, le mélange se poursuivait de la même façon pendant une minute;

- t=2min: période de mélange lent, d'une durée de 5 minutes, la vitesse de mélange est réduite à 30 rpm;
- t=7 min: période de décantation; arrêt de l'agitation pendant 3 minutes;
- t=10 min. Prélèvement d'un échantillon d'eau à l'aide d'une seringue de 60 ml munie d'un tube de plastique à l'embout. Un premier prélèvement de 60 ml est effectué dans chacun des béchers, puis un deuxième immédiatement après le premier prélèvement et dans la même séquence de prélèvement afin d'obtenir suffisamment d'échantillon;

Les échantillons ont fait l'objet des analyses suivantes:

- pH à l'aide d'un pH-mètre Accumet 910 de Fischer Scientific;
- turbidité à l'aide d'un turbidimètre modèle 2100A de Hach;
- couleur (pour le FeCl_3) à l'aide d'un colorimètre Aquatester de Hellige
- alcalinité à l'aide d'un titrateur Titrino 702SM de Metrohm par la méthode d'ajout de HCl 1 M jusqu'au pH 4,8;
- orthophosphates à l'aide d'un LACHAT AE XYZ sampler (Quickchem # 10-15-01-1-Q) en suivant la méthode 4500 P et F du Standard methods (1995);
- aluminium total ou fer total par spectrométrie d'adsorption atomique (lors de l'étape 4 pour 3 béchers par coagulant).

Afin d'accélérer le processus de détermination de la dose optimale lors des étapes 1, 2 et 3 (notamment lors de la reprise des essais à 10°C) il est arrivé que seule la concentration finale en orthophosphates ait servi d'indice pour la détermination de la dose optimale de coagulant lors des étapes 1 et 2. La turbidité a, quant à elle, servi d'indice pour déterminer la dose optimale de polymère lors de l'étape 3. Les autres paramètres n'ont alors pas été mesurés.

L'Annexe 5, section A5.2 présente un exemple de calcul pour déterminer quelle quantité de produit doit être injectée pour obtenir une concentration voulue dans le volume d'eau à traiter.

Section A3.2 Protocole de l'essai de coagulation-floculation avec le chitosane.

Le protocole expérimental pour le chitosane est le même que pour l'alun, le PASS et le FeCl_3 (section A3.1) sauf qu'il n'y a pas de polymère injecté. Seuls la concentration d'orthophosphates et le pH ont fait l'objet d'analyses.

Section A3.3 Protocole de l'essai d'adsorption au laboratoire avec la roche calcaire.

Les substrats calcaires de Montréal-Est et de Ste-Justine ont été testés en ajoutant environ 50 g +/- 1g dans des erlenmeyers contenant 1 litre (ratio de 20) ou 500 ml (ratio de 10) d'eau de mer du Biodôme et en mélangeant pendant 24 heures à l'aide d'une plate-forme vibrante agitée à 150 rpm.

Une partie du surnageant a été recueillie pour analyser le pH, l'alcalinité et les orthophosphates. Un échantillon d'eau brute doit être prélevé afin de mesurer les paramètres initiaux de l'eau. Les mesures de ces paramètres sont effectuées de la même manière qu'à la section A3.1.

Section A3.4 Protocole de l'essai d'adsorption au laboratoire avec la scorie.

Pour les résidus d'aciérie, deux granulométries ont été testées avec un test d'adsorption légèrement différent que celui de la section A3.3. Ce test d'adsorption consiste à mettre environ 35 g du substrat dans une bouteille de plastique haute densité Nalgene (format 1 litre) avec 700 ml d'eau du Biodôme de Montréal. Les bouteilles sont ensuite placées sur une plate-forme vibrante Innova 2300 de New Brunswick Scientific et agitées pendant 24 heures à 170 rpm. En plus de tester une masse de 35 g dans 700 ml d'eau de

mer, différentes masses de scorie ont été testées. Le pH et les orthophosphates ont été déterminés de la même façon que lors des tests de coagulations (voir section A3.1).

Section A3.5 Protocole de l'expérience de dilution.

L'expérience s'est déroulée de la façon suivante:

- 1) prélèvement de 19,6 L d'eau de mer du SLM à la sortie du percolateur du Biodôme;
- 2) mesure du pH, de l'alcalinité et de la concentration des orthophosphates de ce volume;
- 3) prélèvement de 900 ml de cette eau pour l'essai de floculation;
- 4) ajout d'alun et du Percol LT-27 en quantité permettant d'obtenir une concentration d'alun dans le bécher équivalente à 24 mg Al^{3+} /L ainsi qu'une concentration de Percol LT-27 équivalente à 0,8 mg/L. L'ajout de coagulant et de polymère se fait en respectant le protocole expérimental de l'essai de floculation présenté à la section A3.1;
- 5) retour du surnageant dans le volume d'eau de mer du SLM prélevé à la première étape. Les floccs décantés sont jetés;
- 6) homogénéisation du volume d'eau de mer;
- 7) prélèvement d'un échantillon de 100 ml afin de mesurer en duplicata le pH et l'alcalinité du volume total d'eau suite à la dilution avec le surnageant;
- 8) reprise de l'expérimentation à partir de l'étape 3. Il faut cependant corriger les quantités d'alun et de Percol ajoutées en fonction de la concentration d'orthophosphates;
- 9) après avoir répété cette manipulation le nombre de fois désiré, prendre un dernier échantillon afin de mesurer la concentration d'orthophosphates;

Le pH, l'alcalinité et les orthophosphates ont été mesurés de la même façon qu'à la section A3.1.

Section A3.6 Protocole des essais en colonnes.

La figure A3.2 montre le montage expérimental qui a été construit pour les essais en colonnes.

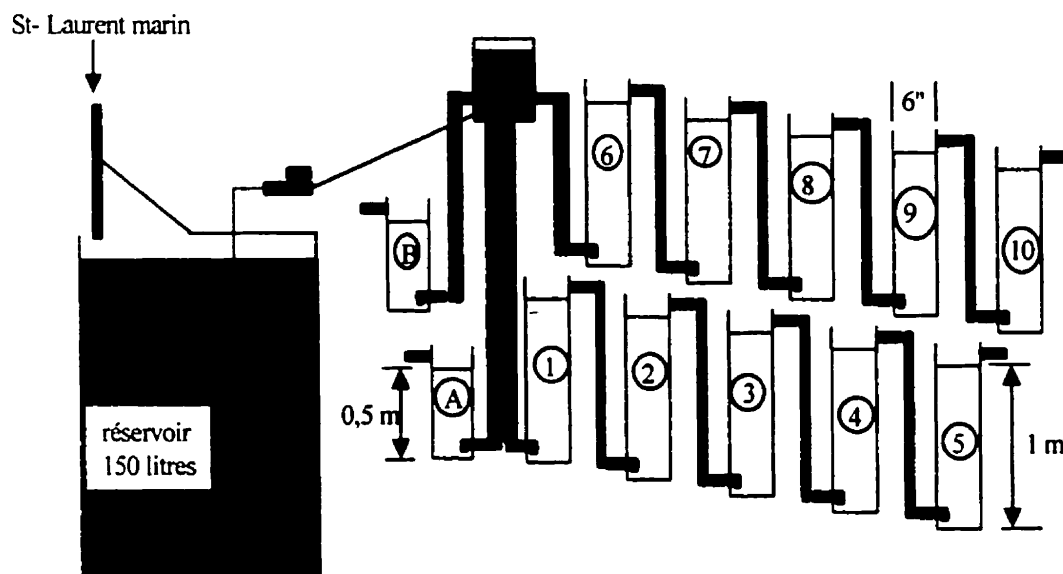


Figure A3.2: Montage expérimental proposé pour tester la scorie d'aciérie

Les colonnes A et B resatureront les premières et donneront rapidement la quantité de phosphore adsorbé par quantité de substrat. Les colonnes 1 à 5 et 6 à 10 permettront de connaître le temps de contact idéal pour le Biodôme. Ainsi, il sera possible d'échantillonner entre chaque colonne pour voir à partir de quel moment la totalité du phosphore est éliminée. Le réservoir permettra de connaître la quantité d'eau pompée dans les colonnes. Le système de distribution consiste en un petit réservoir avec un trop-plein. Les conduites d'alimentation sont branchées sur ce réservoir un peu plus bas que le trop-plein de façon à maintenir une colonne d'eau constante au-dessus des sorties. Une valve à pointe (needle valve) permet de contrôler le débit dans chacune des conduites.

Il sera possible de tester deux granulométries de substrat avec ce système, soit la scorie de granulométrie 0-5 mm et la scorie de granulométrie 5-10 mm. Des temps de rétention de 12 heures dans la colonne de 50 cm contenant la granulométrie 5-10 mm et de 24 heures dans celle de 1 mètre contenant la même granulométrie sont prévus. C'est donc dire que les colonnes contenant la granulométrie 0-5 mm auront des temps de contact plus faible, soit théoriquement 9,5 heures (50 cm) et 19 heures (1 mètres). Le débit sera de 7,8 L/d-colonne et sera ajusté à l'aide des valves à pointeau. Le tableau A3.1 résume ces informations.

Tableau A3.1 Caractéristiques des colonnes du montage expérimental proposé

Granulométrie	colonne	masse (kg)	Vol. vides (L)	T. contact théorique (h)	T. contact cumulé (j)
5 -10 mm	1	16,5	3,9	12	0,5
	3	33	7,7	24	1
	4	33	7,7	24	2
	5	33	7,7	24	3
	6	33	7,7	24	4
	7	33	7,7	24	5
0 - 5 mm	2	18	3,1	9,5	0,4
	8	36	6,2	19	19,5
	9	36	6,2	19	39
	10	36	6,2	19	58,5
	11	36	6,2	19	78
	12	36	6,2	19	97,5

Pour obtenir les valeurs du tableau A3.1, la masse volumique et le volume de vide ont dû être mesurés. Les caractéristiques de la scorie 5-10 mm sont une masse volumique non-tassée de 1872 kg/m^3 et un pourcentage des vides de 44% alors que celles de la scorie 0-5 mm sont une masse volumique non-tassée de 2050 kg/m^3 et 35% de vides. Pour déterminer la masse volumique non tassée, un seau de 3 litres a été rempli de scorie et pesé. Un volume d'eau connu a ensuite été versé dans le seau rempli de substrat jusqu'à ce que l'eau recouvre entièrement le substrat.

Lors de l'installation, la masse exacte de matériau ajoutée dans chacune des colonnes sera pesée de façon exacte et le temps de rétention réel sera vérifié lors du démarrage de la pompe.

Matériel et méthode

Le montage présenté à la figure A3.2 a été fabriqué comme prévu.. Les colonnes A et B ont toutes deux été remplies de scories. Chaque colonne a reçu 13,8 kg (poids sec) de scories réparties sur 47 cm de hauteur. Le réservoir d'eau alimentant les colonnes a été rempli à partir de la sortie d'un filtre à sable. La concentration d'orthophosphates, le pH et l'alcalinité étaient mesurés à chaque remplissage du réservoir. Des mesures d'alcalinité ont été prises à chaque remplissage du réservoir à partir du 18^{ième} jour d'expérimentation. Lors du premier jour d'expérimentation, un échantillon d'eau a été prélevé afin de mesurer la concentration de chrome total, de zinc et de fer en vue de comparer ces résultats avec des échantillons prélevés au 3^{ième} et 33^{ième} à la sortie de la colonne contenant la granulométrie 5-10 mm. Le volume d'eau ayant circulé au travers des colonnes était constamment recueilli dans des seaux et pesé afin de connaître la quantité d'eau ayant circulé dans l'intervalle entre deux pesées. Le volume d'eau pesé était réajusté en tenant compte de la salinité de l'eau (environ 30% au Biodôme). Ainsi 1 litre d'eau de mer du Biodôme pèse 1030 g. De plus, un volume de 0,9 litres correspondant au volume d'eau entre la surface de la scorie dans la colonne et le déversoir de la colonne situé 5 cm (2") plus haut était ajouté au total. Les échantillons étaient prélevés entre la surface de scorie et le déversoir au moment de chacune des pesées. Les échantillons d'orthophosphates ont été mesurés à l'aide d'un spectrophotomètre modèle Spectronic 1201 de Milton Roy par ajout de gélules de pyrosulfate de potassium Le pH était mesuré à l'aide du pHmètre Accumet pH Meter 50 de Fisher Scientific et l'alcalinité à l'aide d'un titrateur Titrino 702SM de Metrohm par la méthode d'ajout de HCl 1 M jusqu'au pH 4,8. Quant aux échantillons de chrome

total, de zinc et de fer total, ils ont été mesurés par spectrométrie d'adsorption atomique. À la fin de l'expérimentation, l'eau se retrouvant dans les colonnes a été recueillie afin de connaître le volume des vides. Ce volume divisé par les différents débits mesurés lors de l'expérimentation a permis de donner le temps de contact moyen entre l'eau de mer et la scorie entre chacune des pesées.

La quantité de phosphore enlevée par masse de substrat a pu être déterminée de la façon suivante :

$$g \text{ P /kg substrat} = \frac{[PO_4 \text{ réservoir}] - [PO_4 \text{ sortie col.}] \times V}{M} \times \frac{g}{1000 \text{ mg}} \quad (A3.1)$$

Où :

$[PO_4 \text{ réservoir}]$ = concentration d'orthophosphates dans le réservoir alimentant les colonnes (mg PO_4 -P/L);

$[PO_4 \text{ sortie col.}]$ = concentration d'orthophosphates à la sortie des colonnes (mg PO_4 -P/L);

V = volume d'eau recueilli (L);

M = masse de scorie dans la colonne (poids sec) (kg).

À chaque intervalle, cette valeur était calculée et la somme de chacun des intervalles a permis de connaître le pouvoir adsorbant de la scorie.

ANNEXE 4 : Résultats expérimentaux

Section A4.1 Résultats des essais de coagulation-floculation avec l'alun.

Section A4.2 Résultats des essais de coagulation-floculation avec le PASS.

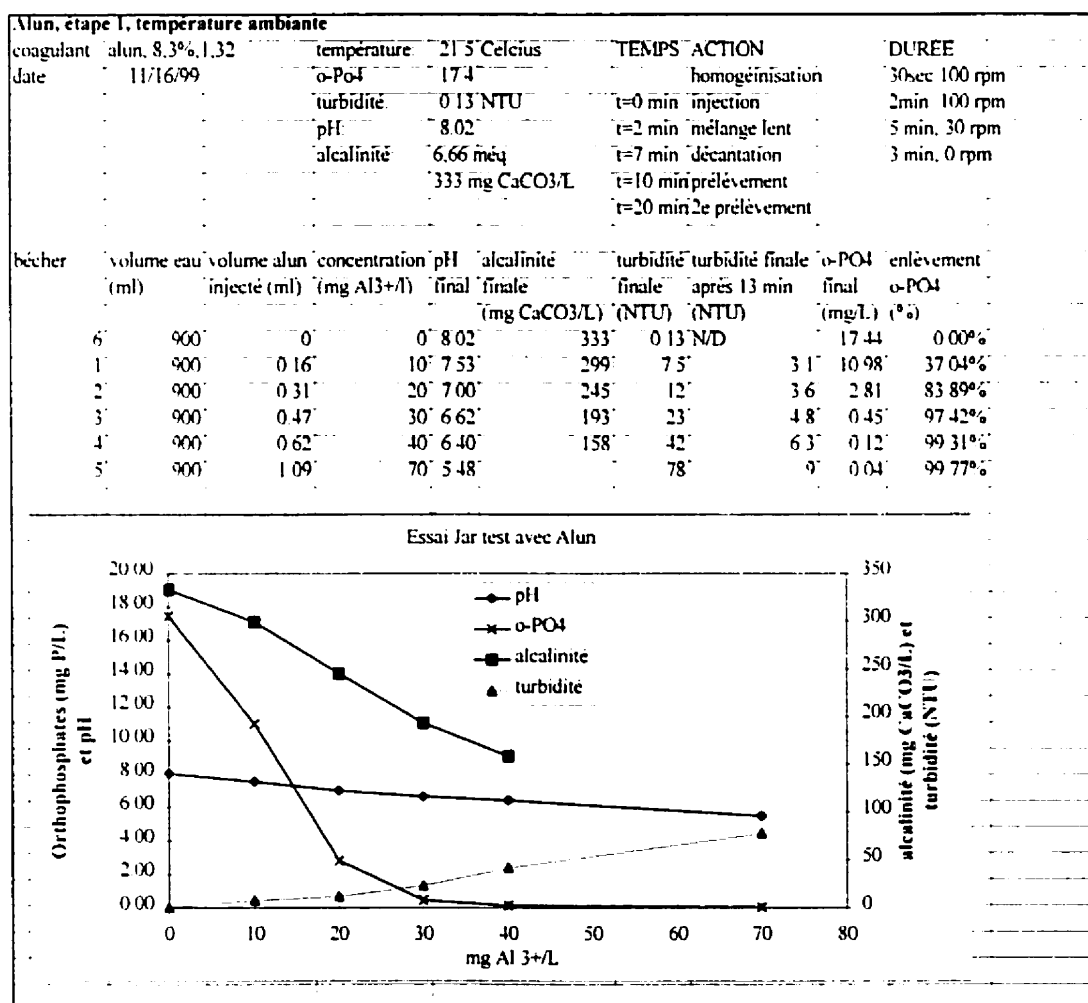
Section A4.3 Résultats des essais de coagulation-floculation avec le FeCl_3 .

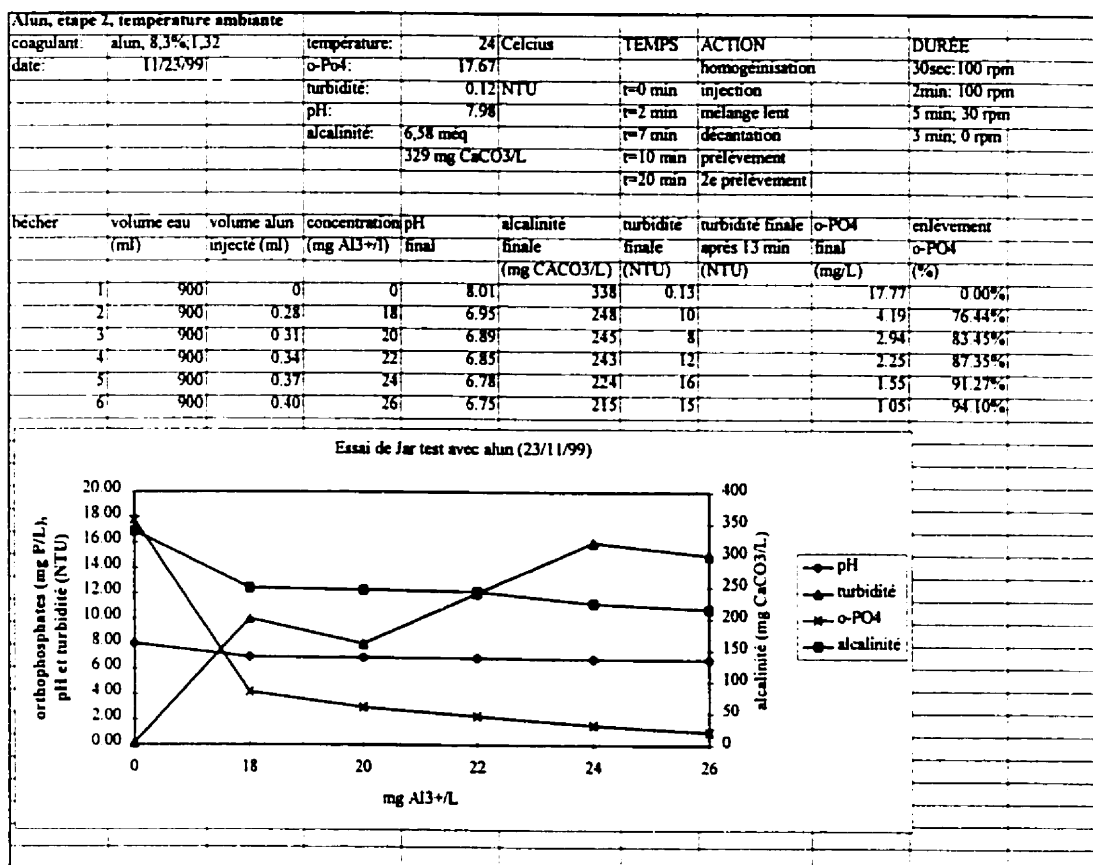
Section A4.4 Résultats des essais de coagulation-floculation avec le chitosane.

Section A4.5 Courbe de titrage.

Section A4.6 Résultats des essais en colonne (colonnes A et B).

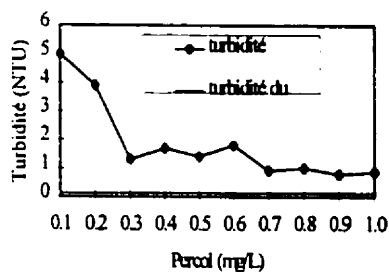
Section A4.1 Résultats des essais de coagulation-floculation avec l'alun.





Alun, étape 3, température ambiante									
coagulant:	alun, 8,3% 1,32	température:	23°C	Colours	TEMPS	ACTION	DURÉE		
adjuvant:	percol LT27, 0,1%	o-Pol:	18,07			homogénéisation	30 sec 100 rpm		
date:	12/7/99	turbidité:	0,14 NTU		t=0 min	injection alun	1 min 100 rpm		
		pH	7,94		t=1 min	injection percol	1 min 100 rpm		
		alcalinité:	ND		t=2 min	mélange lent	5 min 30 rpm		
					t=7 min	décantation	3 min 0 rpm		
					t=10 min	prélèvement			
échantillon	volume eau (ml)	volume alun injecté (ml)	concentration (mg Al ₃ +/l)	volume percol injecté (ml)	concentration (mg percol/L)	pH final	turbidité finale (NTU)	o-PO ₄ final (mg/L)	criblèvement o-PO ₄ (%)
1	900	0,36	23	0	0	6,54	13	2,20	87,82%
2	900	0,36	23	0,09	0,1	6,56	5	2,41	86,64%
3	900	0,36	23	0,18	0,2	6,56	3,9	2,17	88,01%
4	900	0,36	23	0,27	0,3	6,62	1,3	2,05	88,66%
5	900	0,36	23	0,36	0,4	6,56	1,7	2,11	88,34%
6	900	0,36	23	0,45	0,5	6,57	1,4	2,14	88,18%
12/8/99 T= 22°C colors pH=7,95 o-PO ₄ =17,792 turbidité=0,13									
1	900	0,36	23	0	0	6,66	18		
2	900	0,36	23	0,54	0,6	6,65	1,8		
3	900	0,36	23	0,63	0,7	6,65	0,91		
4	900	0,36	23	0,72	0,8	6,61	1,0		
5	900	0,36	23	0,81	0,9	6,61	0,79		
6	900	0,36	23	0,9	1,0	6,61	0,87		
concentration turbidité turbidité du Bioborne									
					0		13		0,13
					0,1		5		0,13
					0,2		3,9		0,13
					0,3		1,3		0,13
					0,4		1,7		0,13
					0,5		1,4		0,13
					0,6		1,8		0,13
					0,7		0,91		0,13
					0,8		1,0		0,13
					0,9		0,79		0,13
					1,0		0,87		0,13

Variation de la turbidité en fonction de la concentration de Percol LT27 (concentration de 23 mg Al₃+/L)



A11N étape 4, température ambiante											
coagulant	alun 8,3% L32	température	19°Celsius	TEMPS	ACTION	DURÉE					
adjuvant	percol L127, 0,1%	o-Pot	18,86		homogénéisation	30 sec 100 rpm					
date	1/2000	turbidité	0,16 NTU	t=0 min	injection alun	1 min 100 rpm					
		pH	7,94	t=1 min	injection percol	1 min 100 rpm					
		alcalinité	628 mg	t=2 min	mélange lent	5 min 30 rpm					
			314 mg CaCO ₃ /L	t=7 min	décantation	3 min 0 rpm					
		Al total	<0,05 ppm	t=10 min	prélèvement						
bâcher	volume eau (ml)	volume alun injecté (ml)	concentration (mg Al ₃ +l)	volume percol injecté (ml)	concentration (mg percol/L)	pH final	alcalinité finale mg CaCO ₃ /L (NTU)	turbidité finale	o-PO ₄ final (mg/L)	enlèvement o-PO ₄ (%)	Al total final (ppm)
1	900	0,00	0	0	0	7,92	314	0,22	18,48		0,0%
2	900	0,37	24	0,72	0,8	6,64	204	1	1,46		92,1%
3	900	0,37	24	0,72	0,8	6,61	210	1,3	1,60		91,3%
4	900	0,37	24	0,72	0,8	6,62	206	1	1,54		91,7% <0,05
5	900	0,37	24	0,72	0,8	6,63	206	1,1	1,31		92,9% <0,05
6	900	0,37	24	0,72	0,8	6,68	204	1,1	1,98		89,9% <0,05
moyenne						6,64	206	1,1	1,57		91,9%

Alun, étape 1, température de 10 °C						
coagulant:	alun, 8,3% T.32	température:	9° Celsius	TEMPS	ACTION	DURÉE
date:	12/15/99	o-PO4:	18,52		homogénéisation	30sec: 100 rpm
		turbidité:	N/D	t=0 min	injection	2min: 100 rpm
		pH:	7,95	t=2 min	mélange lent	5 min: 30 rpm
		alcalinité:	N/D	t=7 min	décantation	3 min: 0 rpm
				t=10 min	prélèvement	
				t=20 min	2e prélèvement	
bécher	volume eau (ml)	volume alun injecté (ml)	concentration (mg Al ³⁺ /l)	pH final	o-PO4 final (mg/L)	enlèvement o-PO4 (%)
1	900	0	0	7,86	17,97	0,00%
2	900	0,16	10	7,15	8,53	52,53%
3	900	0,31	20	6,74	1,66	90,77%
4	900	0,47	30	6,57	0,22	98,78%
5	900	0,62	40	6,24	0,06	99,69%
6	900	1,09	70	5,22	0,01	99,95%

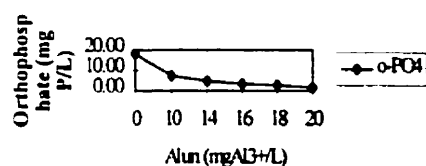
Concentration des orthophosphates en fonction de la concentration d'alun ajoutée à 10 Celcius	
Orthophosphate (mg P/L)	Alun (mgAl ³⁺ /L)
17,97	0
8,53	10
1,66	20
0,22	30
0,06	40
0,01	70

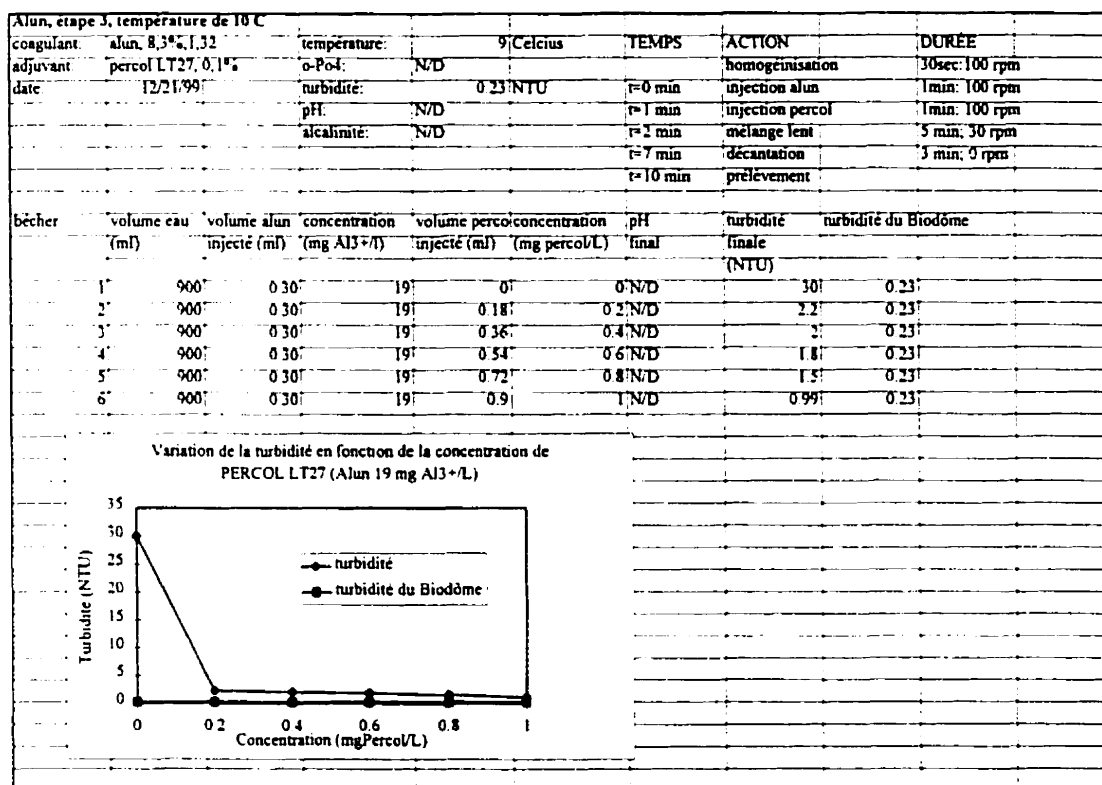
ALUN, Étape 2, température de 10°C

coagulant:	alun, 8.3% \pm 1.32	température:	9°Celsius	TEMPS	ACTION	DURÉE
date:	12/16/99	o-PO ₄ :	18.52		homogénéisation	30sec, 100 rpm
		turbidité:	ND	t=0 min	injection	2min, 100 rpm
		pH:	ND	t=2 min	mélange lent	5 min, 30 rpm
		alcalinité:	ND	t=7 min	décantation	3 min, 0 rpm
				t=10 min	prélèvement	
				t=20 min	2e prélèvement	

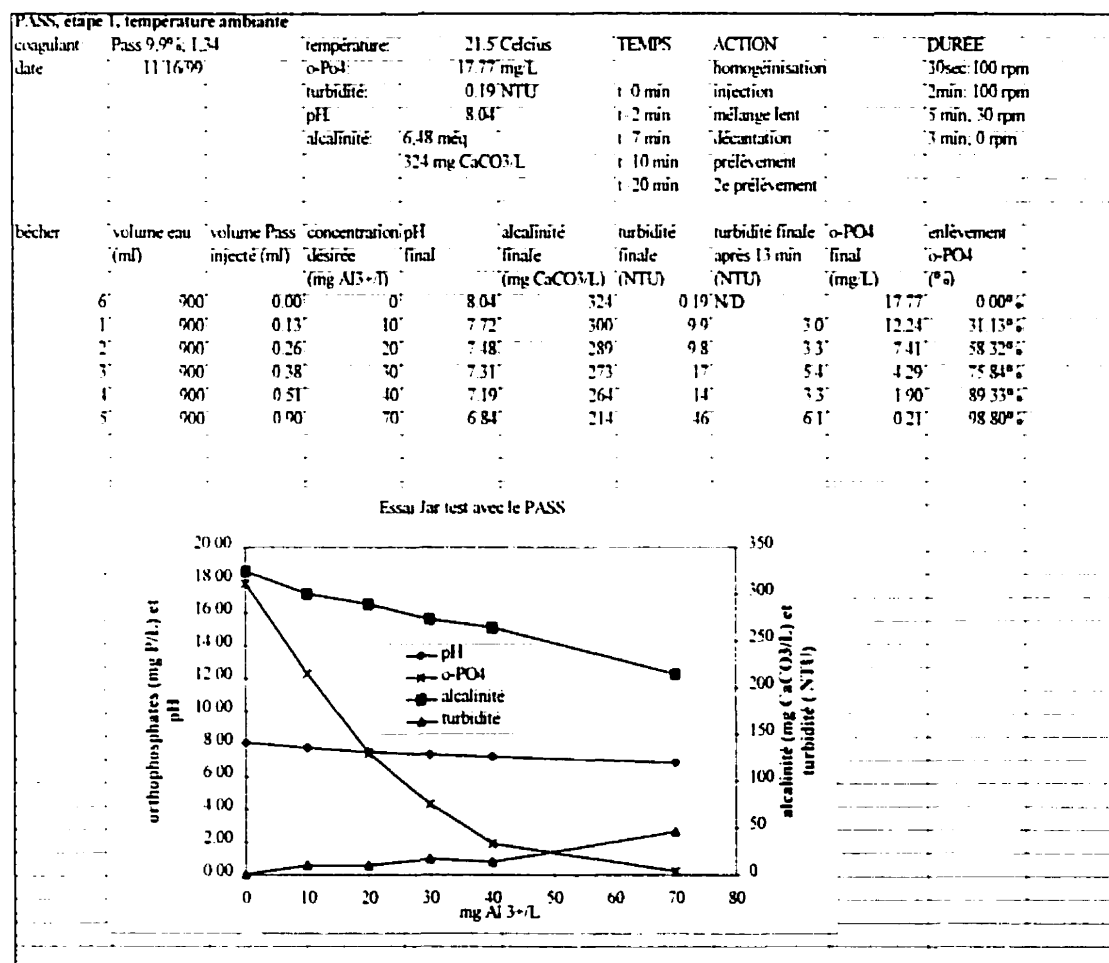
échant.	volume eau (ml)	volume alun injecté (ml)	concentration pH (mg AL ₃ +l) final	o-PO ₄ final (mg/L)	o-PO ₄ enlèvement (%)
1	900	0.00	0 ND	18.00	0.00%
2	900	0.16	10 ND	7.23	99.86%
3	900	0.22	14 ND	4.72	73.81%
4	900	0.25	16 ND	3.32	81.56%
5	900	0.28	18 ND	2.57	85.74%
6	900	0.31	20 ND	1.40	92.22%

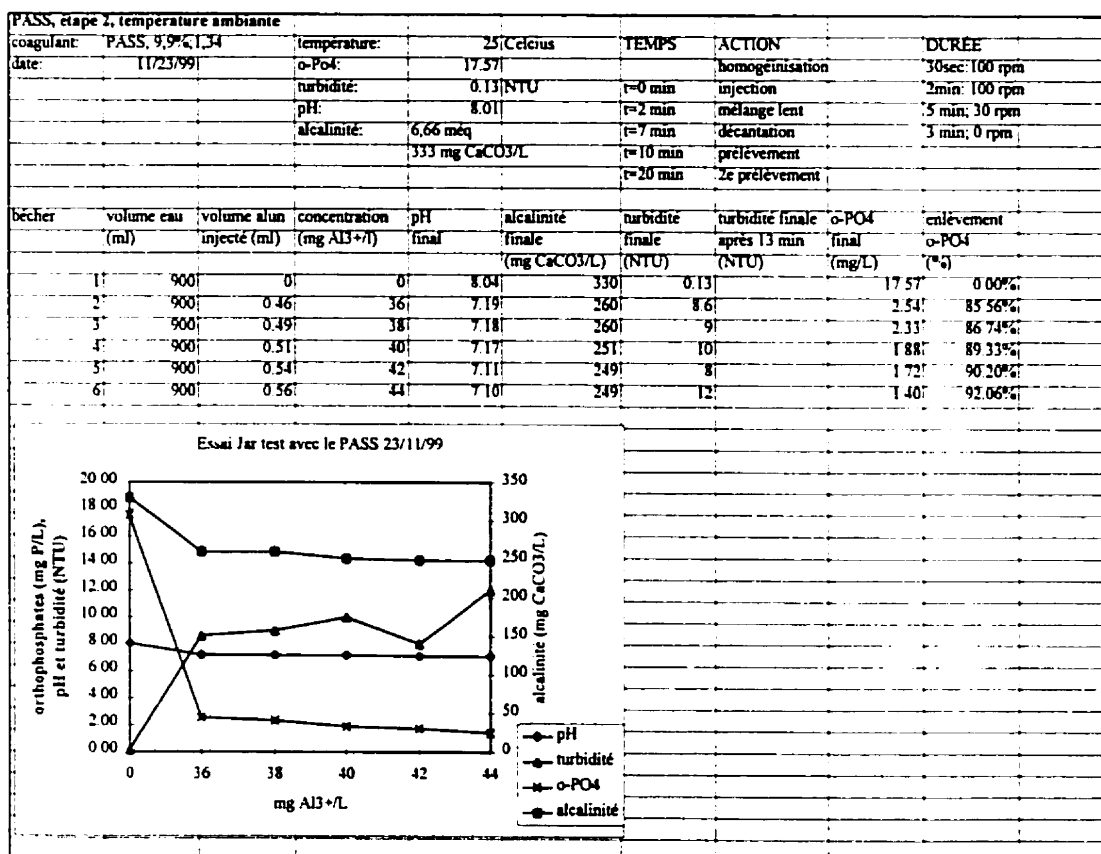
Concentration des orthophosphates en fonction de la concentration d'alun ajoutée à 10°Celsius





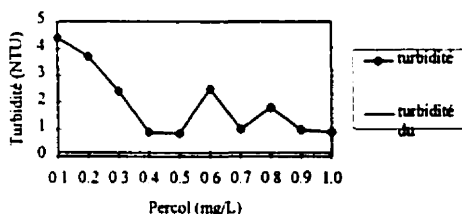
Section A4.2 Résultats des essais de coagulation-floculation avec le PASS.





PASS, étape 3, température ambiante									
coagulant:	PASS, 9.5%, 1.34	température:	22 Celcius	TEMPS	ACTION		DURÉE		
adjuvant:	percol LT27, 0.1%	o-Po4:	17.79		homogénéisation		30sec: 100 rpm		
date:	12/8/99	turbidité:	0.13 NTU	t=0 min	injection alun		1min: 100 rpm		
		pH:	7.95	t=1 min	injection percol		1min: 100 rpm		
		alcalinité:	N/D	t=2 min	mélange lent		5 min: 30 rpm		
				t=7 min	décantation		3 min: 0 rpm		
				t=10 min	prélèvement				
bécher	volume eau (ml)	volume Pass injecté (ml)	concentration (mg AL3+/l)	volume percol injecté (ml)	concentration (mg percol/L)	pH final	turbidité finale (NTU)	o-PO4 final (mg/L)	enlèvement o-PO4 (%)
1	900	0.51	40	0	0	7.05	10	2.02	88.63%
2	900	0.51	40	0.09	0.1	7.09	4.4	2.11	88.12%
3	900	0.51	40	0.18	0.2	7.08	3.7	2.38	86.63%
4	900	0.51	40	0.27	0.3	7.07	2.4	2.56	87.30%
5	900	0.51	40	0.36	0.4	7.04	0.88	2.51	85.88%
6	900	0.51	40	0.45	0.5	7.06	0.84	2.74	84.59%
12/8/99: T= 22 Celcius pH=7.95 o-PO4=17.792 turbidité=0.13									
1	900	0.51	40	0	0	7.03	9.9		
2	900	0.51	40	0.54	0.6	7.03	2.5		
3	900	0.51	40	0.63	0.7	7.04	1.0		
4	900	0.51	40	0.72	0.8	7.03	1.8		
5	900	0.51	40	0.81	0.9	6.98	0.97		
6	900	0.51	40	0.9	1.0	6.98	0.89		
					concentration	turbidité	turbidité du Biodôme		
					0	10	0.13		
					0.1	4.4	0.13		
					0.2	3.7	0.13		
					0.3	2.4	0.13		
					0.4	0.88	0.13		
					0.5	0.84	0.13		
					0.6	2.5	0.13		
					0.7	1.0	0.13		
					0.8	1.8	0.13		
					0.9	0.97	0.13		
					1.0	0.89	0.13		

Evolution de la turbidité en fonction de la concentration
de Percol (PASS = 40 mg AL3+/L)



PASS, étape 4 température ambiante											
complant	PASS 99% L34		température	IB/Glous	TEMPS	ACTION		DURÉE			
adjuvant	percol L127, 0.1%		o-Pot	18.85		homogénéisation		30 sec 100 rpm			
date	1/2000		turbidité	0.16 NTU	t=0 min	injection alun		1 min 100 rpm			
			pH	7.94	t=1 min	injection percol		1 min 100 rpm			
			alcalinité	6.28 meq	t=2 min	mélange lent		5 min 30 rpm			
				314 mg CaCO ₃ /L	t=7 min	désantation		3 min 0 rpm			
			Al total	<0.05 ppm	t=10 min	prélèvement					
batch	volume eau (ml)	volume PASS injecté (ml)	concentration (mg Al ³⁺ /l)	volume percol injecté (ml)	concentration (mg percol/L)	pH final	alcalinité finale mg CaCO ₃ /L (NTU)	turbidité finale (NTU)	o-POM finale (mg/L)	enrichement o-POM (%)	Al total finale (ppm)
1	900	0.00	0	0	0	7.94	314	0.22	18.47	0.0%	0.0%
2	900	0.51	40	0.63	0.7	6.93	240	0.65	2.91	84.2%	
3	900	0.51	40	0.63	0.7	6.92	240	0.46	2.39	86.0% <0.05	
4	900	0.51	40	0.63	0.7	6.90	244	0.58	2.58	86.0% <0.05	
5	900	0.51	40	0.63	0.7	6.92	244	0.60	2.66	85.6%	
6	900	0.51	40	0.63	0.7	6.92	252	0.50	2.51	85.4% <0.05	
				moysme		6.92	246	0.56	2.65	85.7%	

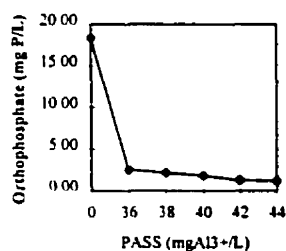
PASS, étape 1, température de 10 °C						
coagulant:	PASS 9.9% 1.34	température:	9 Celcius	TEMPS	ACTION	DURÉE
date:	12/15/99	o-Po4:	18.52		homogénéisation	30sec; 100 rpm
		turbidité:	N/D	NTU	t=0 min	injection
		pH:	7.95		t=2 min	mélange lent
		alcalinité:	N/D		t=7 min	décantation
					t=10 min	prélèvement
					t=20 min	2e prélèvement
bécher	volume eau (ml)	volume PASS injecté (ml)	concentration (mg Al3+/l)	pH final	o-PO4 final (mg/L)	enlèvement o-PO4 (%)
1	900	0	0	7.86	18.14	0.00%
2	900	0.16	10	7.13	11.68	35.60%
3	900	0.31	20	6.74	7.50	58.67%
4	900	0.47	30	6.57	4.16	77.08%
5	900	0.62	40	6.24	1.63	91.01%
6	900	1.09	70	5.22	0.26	98.54%

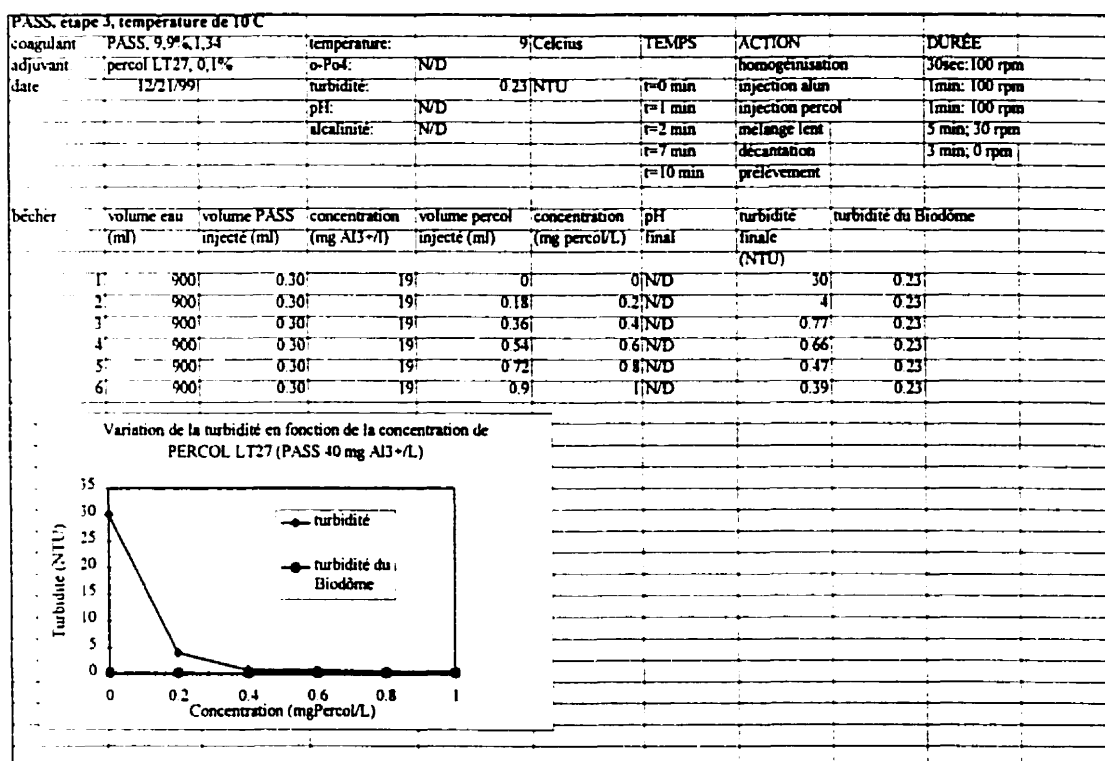
Concentration des orthophosphates en fonction de la concentration de PASS ajoutée à 10 Celcius	
Orthophosphate (mg P/L)	PASS (mg Al3+/L)
20.00	0
15.00	10
10.00	20
5.00	30
0.00	40
	70

PASS, étape 2, température de 10°C

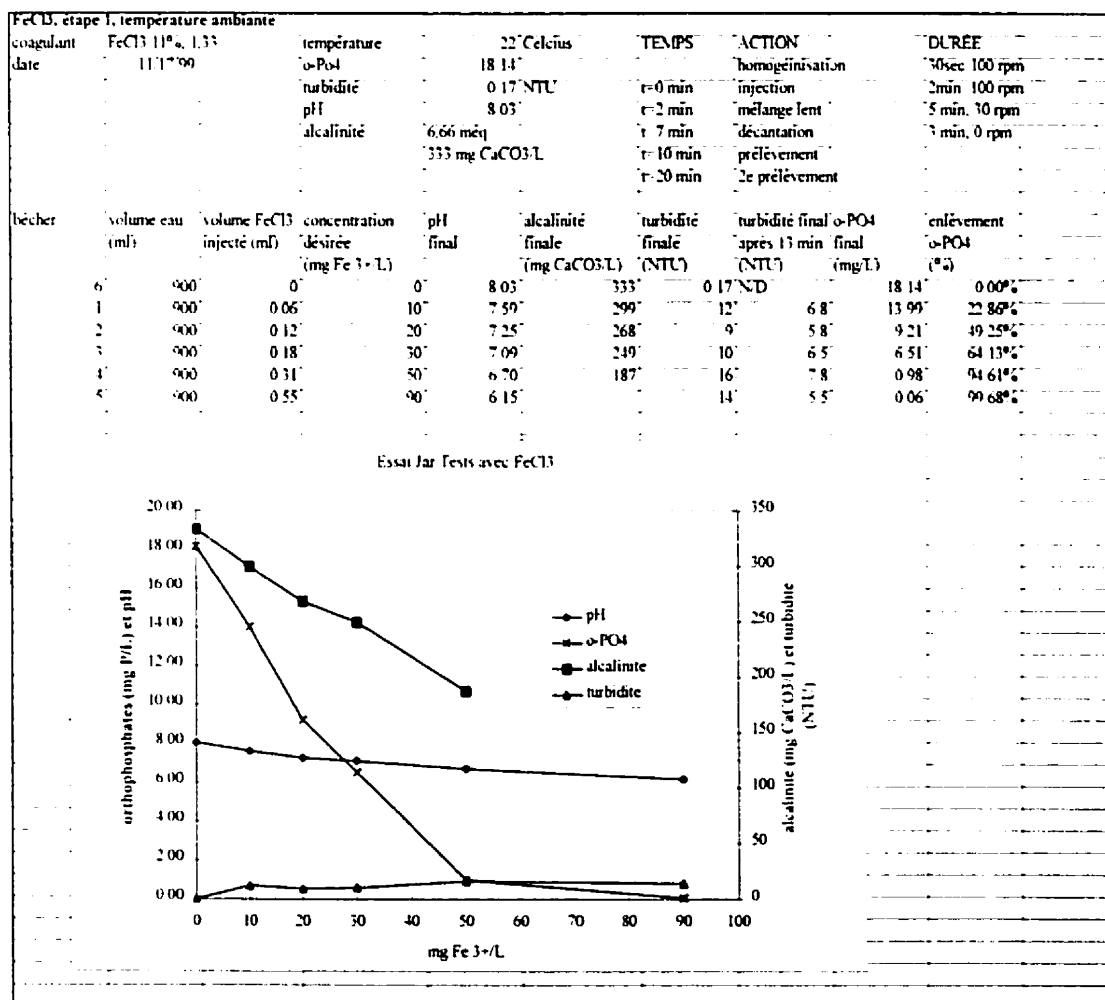
coagulant:	Pass, 9.9%, 1.34	température:	9 Celcius	TEMPS	ACTION	DURÉE
date:	12/16/99	o-PO4:	18.52		homogénéisation	30sec; 100 rpm
		turbidité:	N/D	NTU	injection	2min; 100 rpm
		pH:	7.95		mélange lent	5 min; 30 rpm
		alcalinité:	N/D		décantation	3 min; 0 rpm
				t=10 min	prélèvement	
				t=20 min	2e prélèvement	
becher	volume eau (ml)	volume PASS injecté (ml)	concentration (mg Al3+/l)	pH final	o-PO4 final (mg/L)	enlèvement o-PO4 (%)
1	900	0	0	N/D	18.33	0.00%
2	900	0.46	36	N/D	2.48	86.45%
3	900	0.49	38	N/D	2.14	88.34%
4	900	0.51	40	N/D	1.78	90.28%
5	900	0.53	42	N/D	1.56	93.11%
6	900	0.56	44	N/D	1.16	93.67%

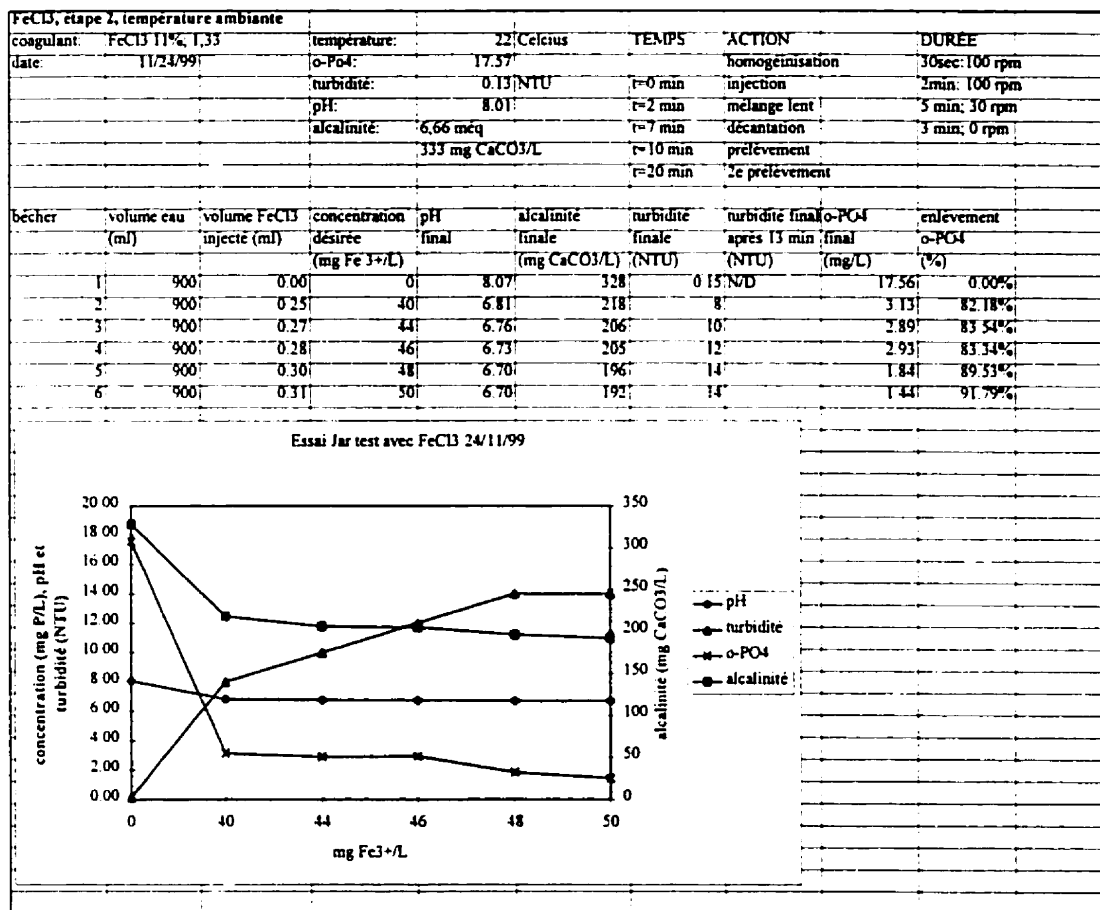
Concentration des orthophosphates en fonction de la concentration de PASS ajoutée à 10 Celcius

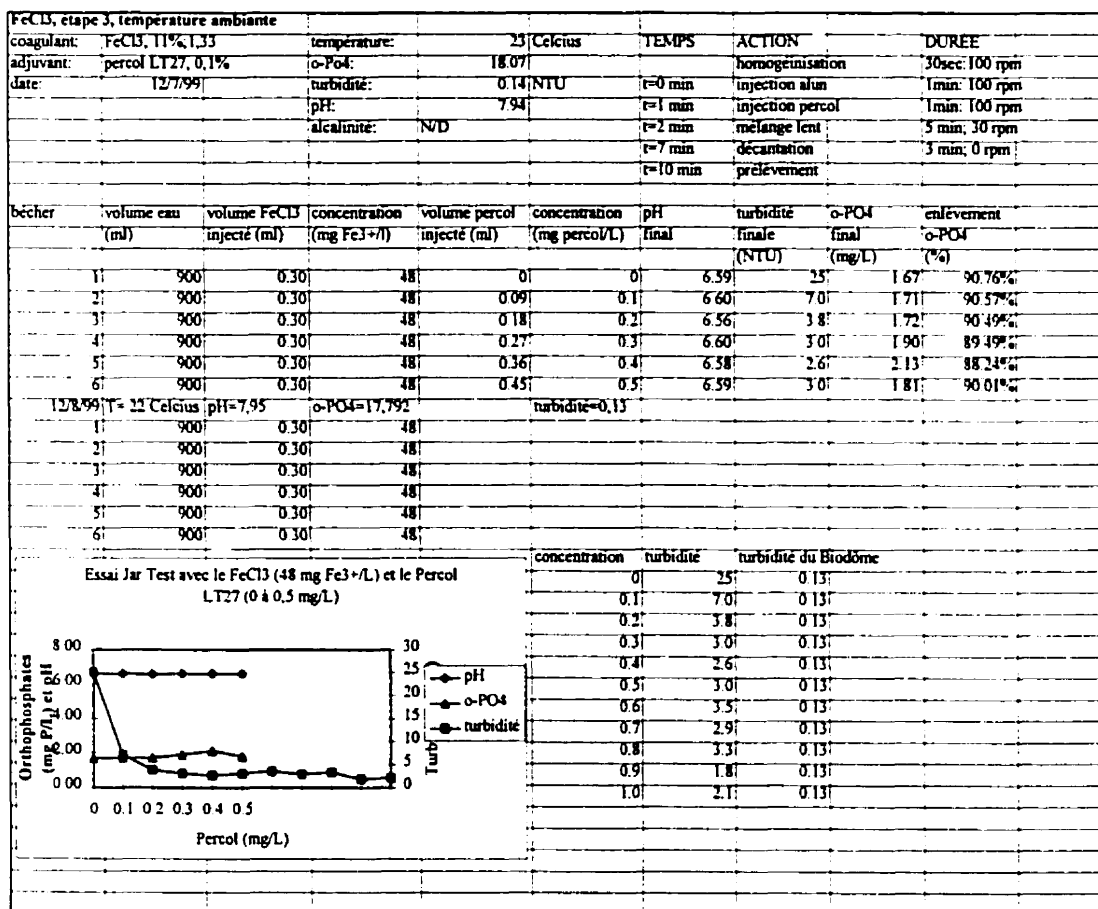




Section A4.3 Résultats des essais de coagulation-floculation avec le FeCl_3 .







FeCl ₃ , étape 2, température de 18°C						
coagulant:	FeCl ₃ 11% (1.33)	température:	9°Celsius	TEMPS	ACTION	DUREE
date:	1999-12-15	o-PO ₄ :	18.52		homogénéisation	30sec; 100 rpm
		turbidité:	N/D	t=0 min	injection	2min; 100 rpm
		pH:	7.95	t=2 min	mélange lent	5 min; 30 rpm
		alcalinité:	N/D	t=7 min	décantation	3 min; 0 rpm
				t=10 min	prélèvement	
				t=20 min	2e prélèvement	
bécher	volume eau (ml)	volume FeCl ₃ injecté (ml)	concentration (mg Fe ₃ +/l)	pH final	o-PO ₄ final (mg/L)	enlèvement o-PO ₄ (%)
1	900	0	0	N/D	18.17	0.00%
2	900	0.25	40	N/D	2.09	88.31%
3	900	0.27	44	N/D	1.03	94.33%
4	900	0.28	46	N/D	0.92	94.95%
5	900	0.3	48	N/D	0.55	96.99%
6	900	0.31	50	N/D	0.27	98.51%

Concentration des orthophosphates en fonction de la concentration de PASS ajoutée à 10 Celsius	
Orthophosphate (mg P/L)	Alun (mg Al ₃ +/L)
18.00	0
15.00	40
10.00	44
5.00	46
0.00	48
0.00	50

FeCl ₃ , étape 3, température de 10 °C								
coagulant:	FeCl ₃ , 11%, 1.33	température:	9°Celsius	TEMPS	ACTION	DUREE		
adjuvant:	percol LT27, 0.1%	p-Po4:	N/D		homogénéisation	30sec: 100 rpm		
date:	[999-12-21]	turbidité:	0.23 NTU	t=0 min	injection alun	1min: 100 rpm		
		pH:	N/D	t=1 min	injection percol	1min: 100 rpm		
		alcalinité:	N/D	t=2 min	mélange lent	5 min: 30 rpm		
				t=7 min	décantation	3 min: 0 rpm		
				t=10 min	prélèvement			
bécher	volume eau (ml)	volume FeCl ₃ injecté (ml)	concentration (mg Fe ³⁺ /l)	volume percol injecté (ml)	concentration (mg percol/L)	pH final	turbidité finale (NTU)	turbidité du Biodôme
1 ^{er}	900	0.26	42	0	0	N/D	44	0.23
2 nd	900	0.26	42	0.18	0.2	N/D	2.7	0.23
3 rd	900	0.26	42	0.36	0.4	N/D	1.8	0.23
4 th	900	0.26	42	0.54	0.6	N/D	1.8	0.23
5 th	900	0.26	42	0.72	0.8	N/D	0.87	0.23
6 th	900	0.26	42	0.9	1	N/D	0.85	0.23

Variation de la turbidité en fonction de la concentration de PERCOL LT27 (FeCl ₃ 42 mg Fe ³⁺ /L)	

Section A4.4 Résultats des essais de flocculation avec le chitosane.

coagulant	chitosan 0.1%	température:	22° celsius	TEMPS	ACTION	DUREE
date	19-01-00	O-PO4	18.68	t=0 min	homogénéisation	30sec, 100 rpm
		turbidité	0.13 NTU	t=2 min	injection	2 min, 100 rpm
		pH	8.15	t=7 min	mélange lent	5 min, 30 rpm
		alcalinité:	Nd	t=10 min	décantation	3 min, 0 rpm
				t=20 min	prélèvement	
					2e prélèvement	

bécher	volume eau (ml)	volume chitosan injecté (ml)	concentration désirée (mg/L)	pH final	alcalinité finale (mg CaCO3/L)	turbidité finale (NTU)	o-PO4 final (mg/L)
6	900	0	0	8.15	ND	ND	18.68
2	900	2.7	30	7.94	ND	ND	18.88
3	900	4.5	50	7.94	ND	ND	18.62
4	900	7.2	80	7.93	ND	ND	18.90
5	900	9	100	7.94	ND	ND	18.72
1*	900	Ndlr*	3343	7.25	ND	ND	18.36

* ajout de 0.9 ml de chitosan 0.1% et ensuite de 3ml de chitosan pur (10%) donc 10 mg/l = 3333 mg/L

aucune apparition de floc. Il n'y a pas de MES ou colloïdes dans cette eau. La turbidité initiale est 0,13 NTU

Test non enregistré mais essayer. Le chitosan pourrait remplacer le polymère comme aide coagulant

chitosan (mg/L)	o-PO4 (mg P/L)	pH
0	18.68	8.15
30	18.88	7.94
50	18.62	7.94
80	18.90	7.93
100	18.72	7.94
3343	18.36	7.25

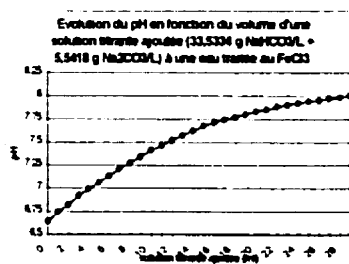
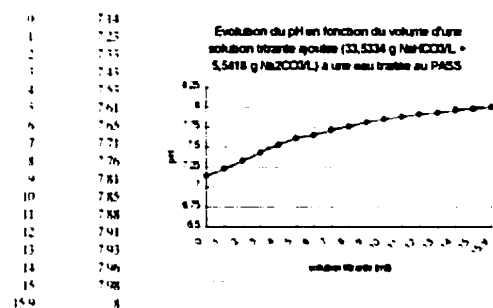
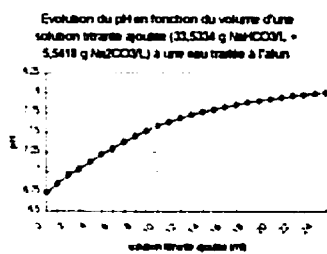
Section A4.5 Courbe de titrage.

JHN

0	6.74
1	6.85
2	6.96
3	7.04
4	7.13
5	7.22
6	7.3
7	7.38
8	7.45
9	7.52
10	7.58
11	7.63
12	7.68
13	7.72
14	7.76
15	7.79
16	7.82 PASS
17	7.85
18	7.88
19	7.9
20	7.92
21	7.94
22	7.96
23	7.97
24	7.99

FACD

0	6.64
1	6.74
2	6.82
3	6.92
4	6.99
5	7.06
6	7.13
7	7.21
8	7.27
9	7.34
10	7.41
11	7.46
12	7.52
13	7.57
14	7.62
15	7.67
16	7.71
17	7.74
18	7.77
19	7.8
20	7.83
21	7.85
22	7.88
23	7.9
24	7.92
25	7.94
26	7.95
27	7.97
28	7.98
29.8	8



Section 4.6 Résultats des essais en colonne (colonnes A et B).

ANNEXE 5 : Exemples de calculs

Section A5.1 Exemple de calcul pour l'abaissement de la concentration de phosphore jusqu'à 2 mg/L en 2 ans.

Section A5.2 Exemples de calcul des quantités d'alun, de PASS, de FeCl_3 , de chitosane et de Percol LT-27.

Section A5.3 Exemples de calculs des différents coûts reliés à l'utilisation des coagulants inorganiques.

Section A5.4 Simulations pour l'étude comparative entre l'utilisation de l'alun avec une dose initiale de 24 mg Al^{3+} /L et 30 mg Al^{3+} /L pour le traitement par cuvées successives de 150 000L.

Section A5.1 Exemple de calcul pour l'abaissement de la concentration de phosphore jusqu'à 2 mg/L en 2 ans.

Tableau A5.1 Exemple de calcul pour l'enlèvement de l'accumulation de 42,9 kg en 2 ans

scénario: 42 kg en 2 ans	concentration	volume	charge	Kg P enlevés
an 1	(mg/L)	(L)	(kg)	par l'unité
initialement	15,2	3250000	49,4	
input			40,7	
output sans pertes eau			-25,4	
acc biomasse			-2,0	
acc 98			-4,2	4,2
acc depuis 92			-21,5	21,5
sous-total	11,4	3250000	37,1	
pertes eau		600000	-8,0	
sous total			29,1	
enl supp par unité trait.			-1,1	1,1
fin de an 1	8,6	3250000	28,0	26,8
l'unité enlèvera	26,8 kg			
les pertes eau enlèveront	8,0 kg			
scénario: 42 kg en 2 ans	concentration	volume (L)	charge (kg)	enl par syst
an 2				
initialement	8,6	3250000	28,0	
input			40,7	
output sans pertes eau			-25,4	
acc biomasse			-2,0	
acc 98			-4,2	4,2
acc depuis 92			-21,5	21,5
sous-total	4,8	3250000	15,6	
pertes eau		600000	-4,0	
sous total			11,6	
enl supp par unité trait.			-5,1	5,1
fin de an 2	2,0	3250000	6,5	30,7
l'unité enlèvera	30,7 kg			
les pertes eau enlèveront	4,0 kg			
scénario: 42 kg en 2 ans	concentration	volume (L)	charge (kg)	enl par syst
an 3				
initialement	2,0	3250000	6,5	
input			40,7	
output sans pertes eau			-25,4	
acc biomasse			-2,0	
acc 98			-4,2	4,2
acc depuis 92			0,0	0,0
sous-total	4,8	3250000	15,6	
pertes eau		600000	-2,0	
sous total			13,6	
enl supp par unité trait.			-7,1	7,1
fin de an 3	2,0	3250000	6,5	11,3
l'unité enlèvera	11,3 kg			
les pertes eau enlèveront	2,0 kg			

Section A5.2 Exemples de calcul des quantités d'alun, de PASS, de FeCl₃, de chitosane et de Percol LT-27.

Alun

8.3 % Al₂O₃ = 8.3 g Al₂O₃ / 100 g solution d'alun

densité = 1.32 ⇒ 1 litre de solution d'alun pèse 1.32 kg ou 1ml pèse 1.32 g

$$1) 8.3 \text{ g Al}_2\text{O}_3 / 100 \text{ g sol.} \times \frac{2 \times 27 \text{ g/Al}^{3+}}{2 \times 27 + 3 \times 16 \text{ g/O}^{2-}} = 4.39 \text{ g Al}^{3+} / 100 \text{ g sol.}$$

$$2) 4.39 \text{ g Al}^{3+} / (100 \text{ g sol.} \times 1/1.32 \text{ g sol./ml}) = 4.39 \text{ g Al}^{3+} / 75.76 \text{ ml} = 57.95 \text{ g Al}^{3+} / \text{L} \\ = 57\,950 \text{ mg Al}^{3+} / \text{L solution d'alun}$$

Donc pour avoir une concentration voulue « X », il faut ajouter:

$$\text{Vol de solution à ajouter} = ([X] / 57\,950) \times \text{volume d'eau à traiter}$$

Exemple: on veut une concentration de 24 mg Al³⁺/L dans 900 ml eau

$$\text{vol. de sol. à ajouter} = \frac{24 \text{ mg Al}^{3+} / \text{L} \times 0.9 \text{ L}}{57\,950 \text{ mg Al}^{3+} / \text{L sol.}} \times 1000 \text{ ml/L} = 0.373 \text{ ml de sol. d'alun liq.}$$

PASS

9.9 % Al₂O₃ = 9.9 g Al₂O₃ / 100 g solution d'alun

densité = 1.34 ⇒ 1 litre de solution d'alun pèse 1.34 kg ou 1ml pèse 1.34 g

$$1) 9,9 \text{ g Al}_2\text{O}_3 / 100 \text{ g sol.} \times \frac{2 \cdot 27 \text{ g/Al}^{3+}}{2 \cdot 27 + 3 \cdot 16 \text{ g/O}^{2-}} = 5,24 \text{ g Al}^{3+} / 100 \text{ g sol.}$$

$$2) 5,24 \text{ g Al}^{3+} / (100 \text{ g sol.} \cdot 1/1,34 \text{ g sol./ml}) = 5,24 \text{ g Al}^{3+} / 74,6 \text{ ml} = 70,23 \text{ g Al}^{3+} / \text{L}$$

= 70 230 mg Al³⁺/L solution d'alun

Donc pour avoir une concentration voulue « X », dans un volume d'eau à traiter connu, il faut ajouter:

$$\text{Vol de solution à ajouter} = ([X] / 70\,230) \cdot \text{volume d'eau à traiter}$$

Exemple: on veut une concentration de 40 mg Al³⁺/L dans 900 ml eau

$$\text{vol. de sol. à ajouter} = \frac{40 \text{ mg Al}^{3+} / \text{L} \times 0,9 \text{ L}}{70\,230 \text{ mg Al}^{3+} / \text{L sol.}} \times 1000 \text{ ml/L} = 0,513 \text{ ml de sol. d'alun liq.}$$

FeCl₃

$$11 \% \text{ FeCl}_3 = 11 \text{ g Fe}^{3+} / 100 \text{ g solution d'alun}$$

densité = 1,33 \Rightarrow 1 litre de solution d'alun pèse 1,33 kg ou 1ml pèse 1,33 g

$$1) 11 \text{ g Fe}^{3+} / (100 \text{ g sol.} \cdot 1/1,33 \text{ g sol./ml}) = 11 \text{ g Fe}^{3+} / 75,2 \text{ ml} = 146,3 \text{ g Fe}^{3+} / \text{L}$$

= 146 300 mg Fe³⁺/L solution de chlorure ferrique

Donc pour avoir une concentration voulue « X », dans un volume d'eau à traiter connu, il faut ajouter:

$$\text{Vol de solution à ajouter} = ([X] / 146\,300) \cdot \text{volume d'eau à traiter}$$

Exemple: on veut une concentration de 48 mg Fe³⁺/L dans 900 ml eau

vol. de sol. à ajouter = $\frac{48 \text{ mg Al}^{3+}/\text{L} \times 0,9 \text{ L}}{146\,300 \text{ mg Al}^{3+}/\text{L sol.}} \times 1000 \text{ ml/L} = 0,295 \text{ ml de sol. de FeCl}_3$
liq.

Polymère Percol LT27

Lors des essais de lab, une solution 0,1% (1 mg/ml) était préparée, soit l'ajout de 0,1 g de Percol LT27 dans 100 ml d'eau distillée.

ainsi chaque ml de cette solution versé dans 1 litre d'eau correspondait à une concentration de 1 mg/L.

Exemple: on veut une concentration de polymère de 0,8 mg/L dans 900 ml d'eau à traiter

0,8 ml de la solution 0,1% ajouté à 1 litre donne une concentration de 0,8 mg/L donc
0,8 ml d'une solution 0,1% $\times 0,9 \text{ L} = 0,72 \text{ ml}$ à ajouter à 900 ml pour avoir 0,8 mg/L

Chitosane

En prenant la solution liquide (10%) fournie par le fournisseur (Sentinelle Canada)

on prépare une solution mère en ajoutant 1 ml de la solution fournie à 1 litre d'eau distillée.

Par la suite 1 ml de cette solution mère ajouté à 100 ml donne une concentration de 10 mg/L

Exemple: on veut une concentration de 30 mg/L dans 900 ml

Il faut ajouter 3 ml dans 1 L pour avoir 30 mg/L donc 2,7 ml dans 900 ml pour avoir une concentration de chitosane de 30 mg/L.

Section A5.3 Exemples de calculs des différents coûts liés à l'utilisation des coagulants inorganiques.

Calcul du coût de l'alun pour la déphosphatation du SLM

8.3% = 8.3 g Al₂O₃/100g sol. alun

8.3 g Al₂O₃/100g sol. alun X (2X27g Al³⁺/2X27 g Al³⁺ + 3X 16 g O) = 4.39 g Al³⁺/100g sol. alun

4.39 g Al³⁺/100g sol. alun = 0.0439 kg Al³⁺/kg sol. alun

densité = 1.32 = 1.32 g sol. alun/ ml sol. alun = 1.32 kg sol. alun /L sol. alun

dose optimale : 24 mg Al³⁺/L

quantité traitée: 3250000 L

1) 24 mg Al³⁺/L X 3 250 000 L X 1 kg / 1 000 000 mg = 78 kg Al³⁺

2) 78 kg Al³⁺ / (0.0439 kg Al³⁺/kg sol. alun) = **1777 kg sol. alun**

3) 1777 kg sol. alun / (1.32 kg sol. alun/L sol. alun) = **1346 litres sol. alun = 1,35 m³**

Coût de l'alun

L'alun se vend en deux formats:

1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide

2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

Calcul du coût

1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide

1777 kg sol. alun / 265 kilo sol. alun /baril = 6,7 barils = 7 barils

7 barils X 265 kg sol. alun/baril X \$0,56/kg liquide = **\$1039 + tx + transport**

2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

1777 kg sol. alun/1300 kg sol. alun/cube = 1,4 cubes = 2 cubes

2 cubes X 1300 kg sol. alun/cube X \$0,26 /kg liquide = **\$676 + tx + transport**

Note: un dépôt d'environ \$1000 doit être prévu pour le cube ou l'achat d'un cube réusiné à environ \$120.

Calcul du coût du PASS pour la déphosphatation du SLM

9,9% = 9,9 g Al₂O₃/100g sol. PASS

9,9 g Al₂O₃/100g sol. PASS X (2X27g Al³⁺/2X27 g Al³⁺ + 3X 16 g O) = 5,24 g Al³⁺/100g sol. PASS

5,24 g Al³⁺/100g sol. PASS = 0,0524 kg Al³⁺/ kg sol. PASS

densité = 1,34 = 1,344 g sol. PASS/ ml sol. PASS = 1,34 kg sol. PASS /L sol. PASS

dose optimale : 40 mg Al³⁺/L

quantité traitée: 3250000 L

1) 40 mg Al³⁺/L X 3 250 000 L X 1 kg / 1 000 000 mg = 130 kg Al³⁺

2) 130 kg Al³⁺ / (0,0524 kg Al³⁺/ kg sol. PASS) = **2480 kg sol. PASS**

3) 2480 kg sol. PASS / (1,34 kg sol. PASS/L sol. PASS) = **1851 litres sol. PASS = 1,85 m³**

Coût du PASS

Le PASS se vend en deux formats:

1) en baril contenant 265 kg de solution de PASS liquide à \$0,74 /Kg liquide

2) en cube de 1300 kg de solution liquide de PASS à \$0,38/Kg liquide

Calcul du coût

1) en baril contenant 265 kg de solution de PASS liquide à \$0,74 /Kg liquide

2480 kg sol.PASS / 265 kilo sol. PASS /baril = 9,4 barils = 10 barils

10 barils X 265 kg sol. alun/baril X \$0,74/kg liquide = **\$1961 + tx + transport**

2) en cube de 1300 kg de solution liquide de PASS à \$0,38/Kg liquide

2480 kg sol. PASS/1300 kg sol. PASS/cube = 1,9 cubes = 2 cubes

2 cubes X 1300 kg sol.PASS/cube X \$0,38 /kg liquide = **\$988 + tx + transport**

Note: un dépôt d'environ \$1000 doit être prévu pour le cube ou l'achat d'un cube réusiné à environ \$120.

Calcul du coût du FeCl_3 pour la déphosphatation du SLM

FeCl_3 11%, 1,33

11% = 11 g Fe_3 +/100g sol. FeCl_3

11 g Fe_3 +/100g sol. FeCl_3 = 0,11 kg Fe_3 +/ kg sol. FeCl_3

densité = 1,33 = 1,33 g sol. FeCl_3 / ml sol. FeCl_3 = 1,33 kg sol. FeCl_3 /L sol. FeCl_3

dose optimale : 48 mg Fe_3 +/L

quantité traitée: 3250000 L

1) 48 mg Fe_3 +/L X 3 250 000 L X 1 kg / 1 000 000 mg = 156 kg Fe_3 +

2) 156 kg Fe_3 + / (0,11 kg Fe_3 +/ kg sol. FeCl_3) = **1418 kg sol. FeCl_3**

3) 1418 kg sol. FeCl_3 / (1,33 kg sol. FeCl_3 /L sol. FeCl_3) = **1066 litres sol. FeCl_3 = 1,1 m³**

Coût du FeCl_3

Le FeCl_3 se vend en un format:

1) en baril contenant 290 kg de solution de FeCl_3 liquide à \$0,60 /Kg liquide

Calcul du coût

1) en baril contenant 290 kg de solution de FeCl_3 liquide à \$??? /Kg liquide

1418 kg sol. FeCl_3 / 290 kilo sol. FeCl_3 /baril = 4,9 barils = 5 barils

5 barils X 290 kg sol. FeCl_3 /baril X \$0,60/kg liquide = **\$870 + tx + transport**

Coûts de l'utilisation du Percol LT 27

\$6,50/kg, se vend en sac de 25 kg

Concentration employée

Alun: 0,8 mg/L

PASS: 0,7 mg/L

FeCl₃: 1,0 mg/L

Quantité nécessaire pour 3 250 000 Litres

Alun: 0,8 mg/L X 3 250 000 L = 2,6 kg de Percol LT 27

PASS: 0,7 mg/L X 3 250 000 L = 2,3 kg de Percol LT 2

FeCl₃: 1,0 mg/L X 3 250 000 L = 3,25 kg de Percol LT 27

Coûts du Percol

Alun, PASS et FeCl₃: 1 sac de 25 kg à \$6,50 /kg = \$162,50

Préparation de la solution

ALUN

avec une solution de 0,1%, il faut ajouter 0,8 ml/L à traiter donc 2600 litres de solution 0,1 % pour 3 250 000 L

avec une solution de 1%, il faut ajouter 0,08 ml/L à traiter donc 260 litres de solution 1 % pour 3 250 000 L

donc pour avoir 1%, il faut 1g Percol LT27 dans 100 ml donc 2,6 kg dans 260 Litres d'eau pure

PASS

avec une solution de 0,1%, il faut ajouter 0,7 ml/L à traiter donc 2275 litres de solution 0,1 % pour 3 250 000 L

avec une solution de 1%, il faut ajouter 0,07 ml/L à traiter donc 228 litres de solution 1 % pour 3 250 000 L

donc pour avoir 1%, il faut 1g Percol LT27 dans 100 ml donc 2,28 kg dans 228 Litres d'eau pure

FeCl₃

avec une solution de 0,1%, il faut ajouter 1,0 ml/L à traiter donc 3250 litres de solution 0,1 % pour 3 250 000 L

avec une solution de 1%, il faut ajouter 0,1 ml/L à traiter donc 325 litres de solution 1 % pour 3 250 000 L

donc pour avoir 1%, il faut 1g Percol LT27 dans 100 ml donc 3,25 kg dans 325 Litres d'eau pure

date: 8/3/00

Alun: concentration de 24 mg Al_3^{+}/L ou 0,37 ml dans 900 ml + 0,7 mg/l Percol ou 0,63 ml de 0,1% dans 900 ml

PASS concentration de 40 mg Al_3^{+}/L ou 0,51 ml dans 900 ml + 0,7 mg/l Percol ou 0,63 ml de 0,1% dans 900 ml

$FeCl_3$ concentration de 48 mg Fe_3^{+}/L ou 0,30 ml dans 900 ml + 0,7 mg/l Percol ou 0,63 ml de 0,1% dans 900 ml

solution titrante de 33,5334 g $NaHCO_3/L$ + 5,5418 g Na_2CO_3/L

coagulant	Après ajout du coagulant		Après réajustement du pH		
	pH	alcalinité (mg $CaCO_3/L$)	pH	alcalinité	volume solution titrante (ml)
Alun					
1	6,91	190	8,00	894	24,4
2	6,85	184	8,00	938	24,8
3	6,84	186	8,00	964	25,4
moyenne	6,87	187	8,00	932	24,9
PASS					
1	7,13	218	8,00	718	15,9
2	7,13	220	8,00	756	17,5
3	7,13	216	8,00	744	16,7
moyenne	7,13	218	8,00	739	16,7
$FeCl_3$					
1	6,66	160	8,00	1042	28,8
2	6,66	160	8,00	1018	27,9
3	6,66	160	8,00	1048	28,9
moyenne	6,66	160	8,00	1036	28,5

calcul de la quantité nécessaire de $NaHCO_3$ et de Na_2CO_3 pour réajuster la totalité du SLM
(3 250 000) suite à un traitement de coagulation avec un des trois coagulants

calcul basé sur une solution titrante de 33,5334 g HCO_3^{-}/L + 5,5418 g CO_3^{2-}/L
ajoutée à un volume de 700 ml d'eau traitée par un coagulant

1) Alun

ajout de 24,9 ml de solution titrante, donc de 0,8350 g HCO_3^{-} dans 700 ml et 0,1380 g CO_3^{2-} dans 700 ml

pour 3 250 000 L, il faudrait ajouter 3877 kg de $NaHCO_3$ et 641 kg de Na_2CO_3
soit 171 sacs de $NaHCO_3$ de 22,7 kg à \$15,55 pour un total de ~~\$2659~~
et 26 sacs de Na_2CO_3 de 25 kg à \$11,50/sac pour un total de ~~\$299~~

2) PASS

ajout de 16,7 ml de solution titrante, donc de 0,5600 g $NaHCO_3$ dans 700 ml et 0,0925 g Na_2CO_3 dans 700 ml

pour 3 250 000 L, il faudrait ajouter 2600 kg de $NaHCO_3$ et 429 kg de Na_2CO_3
soit 115 sacs de $NaHCO_3$ de 22,7 kg à \$15,55 pour un total de ~~\$1788~~
et 18 sacs de Na_2CO_3 de 25 kg à \$11,50/sac pour un total de ~~\$207~~

3) $FeCl_3$

ajout de 28,5 ml de solution titrante, donc de 0,9557 g $NaHCO_3$ dans 700 ml et 0,1579 g Na_2CO_3 dans 700 ml

pour 3 250 000 L, il faudrait ajouter 4437 kg de $NaHCO_3$ et 733 kg de Na_2CO_3
soit 196 sacs de $NaHCO_3$ de 22,7 kg à \$15,55 pour un total de ~~\$3048~~
et 29 sacs de Na_2CO_3 de 25 kg à \$11,50/sac pour un total de ~~\$334~~

Volume des boues

siccité de 0,5% (5000 mg/L)

densité de 1,02

1 mole de Al^{3+} donne 1 mole de $Al(OH)_3$

1 mole de Fe^{3+} donne 1 mole de $Fe(OH)_3$

$$\text{Volume de la boue} = \frac{\text{masse solide} \times \text{nb Litres traités}}{\text{m. vol eau} \times \text{densité boue} \times \text{siccité}} \quad \text{ou} \quad \frac{\text{masse solide} \times \text{nb Litres traitées}}{5000 \text{ mg/Litres}}$$

1) Alun

$$\frac{78 \text{ mg/mole } Al(OH)_3}{27 \text{ mg/mole } Al^{3+}} \times 24 \text{ mg } Al^{3+}/L \times 150\,000 \text{ L traité} = 10400000 \text{ mg } Al(OH)_3/L$$

de boue produite sur une base sèche par litre d'eau traité.

$$\text{Volume boue humide} = \frac{10400000 \text{ mg } Al(OH)_3}{5000 \text{ mg/L}} = 2080 \text{ L} = 2,1 \text{ m}^3 \text{ pour 1 batch de } 150\,000 \text{ L}$$

Ou 45 067 Litres (45 m³) pour la totalité du SLM si ce volume était traité d'un seul coup

1) PASS

$$\frac{78 \text{ mg/mole } Al(OH)_3}{27 \text{ mg/mole } Al^{3+}} \times 40 \text{ mg } Al^{3+}/L \times 150\,000 \text{ L traité} = 17333333 \text{ mg } Al(OH)_3/L$$

de boue produite sur une base sèche par litre d'eau traité.

$$\text{Volume boue humide} = \frac{17333333 \text{ mg } Al(OH)_3}{5000 \text{ mg/L}} = 3467 \text{ L} = 3,5 \text{ m}^3 \text{ pour 1 batch de } 150\,000 \text{ L}$$

Ou 75 111 Litres (75 m³) pour la totalité du SLM si ce volume était traité d'un seul coup

3) FeCl3

$$\frac{107 \text{ mg/mole } Fe(OH)_3}{56 \text{ mg/mole } Fe^{3+}} \times 48 \text{ mg } Fe^{3+}/L \times 150\,000 \text{ L traité} = 13\,757\,143 \text{ mg } Al(OH)_3/L$$

de boue produite sur une base sèche par litre d'eau traité.

$$\text{Volume boue humide} = \frac{13\,757\,143 \text{ mg } Al(OH)_3}{5000 \text{ mg/L}} = 2751 \text{ L} = 2,6 \text{ m}^3 \text{ pour 1 batch de } 150\,000 \text{ L}$$

Ou 59 614 Litres (60 m³) pour la totalité du SLM si ce volume était traité d'un seul coup

Section A5.4 Simulations pour l'étude comparative entre l'utilisation de l'alun avec une dose initiale de 24 mg Al^{3+} /L et 30 mg Al^{3+} /L pour le traitement par cuvées successives de 150 000L.

Simulation A5.4.1 utilisation d'une dose initiale de 24 mg Al^{3+} /L

Hypothèse: on traite 325000 L par batch de 150 000 Litres

batch	1	
O-PO4 ini	18,9 mg P/L	
conc. alun	24 mg Al^{3+} /L	
vol alun/L	0,41 ml alun/L pour obtenir 24 mg Al^{3+} /L car 57950 mg Al^{3+} /L alun 8,3% 1,32	
vol alun ajouté	62,1 litres	
Conc final rés	1,6 mg P/L	résultats du jar tes
moles Al^{3+} ajoutés/mole P enlevée	1,6	
SLMaprès		
traitement	18,1 mg P/L dans le SLMaprès	batch

batch	2	
O-PO4 ini	18,1 mg P/L	
conc. alun	22,9 mg Al^{3+} /L	
vol alun/L	0,40 ml alun/L pour obtenir 22,9 mg Al^{3+} /L car 57950 mg Al^{3+} /L alun 8,3% 1,32	
vol alun ajouté	59,3 litres	
Conc final rés	1,6 mg P/L	
Conc finale		
SLMaprès		
traitement	17,3 mg P/L dans le SLMaprès	batch

batch	3	
O-PO4 ini	17,3 mg P/L	
conc. alun	21,8 mg Al^{3+} /L	
vol alun/L	0,38 ml alun/L pour obtenir 21,8 mg Al^{3+} /L car 57950 mg Al^{3+} /L alun 8,3% 1,32	
vol alun ajouté	56,5 litres	
Conc final rés	1,6 mg P/L	
Conc finale		
SLMaprès		
traitement	16,6 mg P/L dans le SLMaprès	batch

batch	4	
O-PO4 ini	16,6 mg P/L	
conc. alun	20,8 mg Al^{3+} /L	
vol alun/L	0,36 ml alun/L pour obtenir 20,8 mg Al^{3+} /L car 57950 mg Al^{3+} /L alun 8,3% 1,32	
vol alun ajouté	53,9 litres	
Conc final rés	1,6 mg P/L	
Conc finale		
SLMaprès		
traitement	15,9 mg P/L dans le SLMaprès	batch

et ainsi de suite jusqu'à 2 mg/L (voir tableau de la page suivante)

Batch	mg PL into	alun ajoute	alun aj cumu	mg PL fin	conc. alun	AK(CH3)	AK(CH3)	vol AK(CH3)	vol AK(CH3)	conc Per h27	Per h27	Percol h27
	(Lires)	(Lires)		mg AD3+L	prod. (kg)	cumul. (kg)	m3	cumul. (m3)	mg/L	kg	kg	kg
1	18,9	62,1	62,1	18,1	24	10,4	10,4	2,1	2,1	0,8	0,12	0,12
2	18,1	59,3	121,4	17,3	22,9	9,9	20,3	2,0	4,1	0,76	0,11	0,23
3	17,3	56,5	177,9	16,6	21,8	9,5	29,8	1,9	6,0	0,73	0,11	0,34
4	16,6	53,9	231,8	15,9	20,8	9,0	38,8	1,8	7,8	0,69	0,10	0,45
5	15,9	51,4	283,2	15,2	19,9	8,6	47,4	1,7	9,5	0,66	0,10	0,55
6	15,2	49,1	332,3	14,6	18,9	8,2	55,6	1,6	11,1	0,63	0,09	0,64
7	14,6	46,8	379,1	14,0	18,1	7,8	63,5	1,6	12,7	0,60	0,09	0,73
8	14,0	44,6	423,7	13,4	17,2	7,5	70,9	1,5	14,2	0,57	0,09	0,82
9	13,4	42,6	466,3	12,9	16,4	7,1	78,1	1,4	15,6	0,55	0,08	0,90
10	12,9	40,6	506,9	12,3	15,7	6,8	84,9	1,4	17,0	0,52	0,08	0,98
11	12,3	38,7	545,6	11,9	15,0	6,5	91,3	1,3	18,3	0,50	0,07	1,05
12	11,9	36,9	582,5	11,4	14,3	6,2	97,5	1,2	19,5	0,48	0,07	1,13
13	11,4	35,2	617,8	10,9	13,6	5,9	103,4	1,2	20,7	0,45	0,07	1,19
14	10,9	33,6	651,4	10,5	13,0	5,6	109,1	1,1	21,8	0,43	0,06	1,26
15	10,5	32,1	683,4	10,1	12,4	5,4	114,4	1,1	22,9	0,41	0,06	1,32
16	10,1	30,6	714,0	9,7	11,8	5,1	119,5	1,0	23,9	0,39	0,06	1,38
17	9,7	29,2	743,2	9,3	11,3	4,9	124,4	1,0	24,9	0,38	0,06	1,44
18	9,3	27,8	771,0	9,0	10,7	4,7	129,1	0,9	25,8	0,36	0,05	1,49
19	9,0	26,5	797,5	8,6	10,3	4,4	133,5	0,9	26,7	0,34	0,05	1,54
20	8,6	25,3	822,9	8,3	9,8	4,2	137,8	0,8	27,6	0,33	0,05	1,59
21	8,3	24,1	847,0	8,0	9,3	4,0	141,8	0,8	28,4	0,31	0,05	1,64
22	8,0	23,0	870,0	7,7	8,9	3,9	145,7	0,8	29,1	0,30	0,04	1,68
23	7,7	22,0	892,0	7,4	8,5	3,7	149,3	0,7	29,9	0,28	0,04	1,72
24	7,4	21,0	913,0	7,1	8,1	3,5	152,9	0,7	30,6	0,27	0,04	1,76
25	7,1	20,0	932,9	6,9	7,7	3,3	156,2	0,7	31,2	0,26	0,04	1,80
26	6,9	19,1	952,0	6,6	7,4	3,2	159,4	0,6	31,9	0,25	0,04	1,84
27	6,6	18,2	970,2	6,4	7,0	3,0	162,4	0,6	32,5	0,23	0,04	1,87
28	6,4	17,3	987,5	6,2	6,7	2,9	165,3	0,6	33,1	0,22	0,03	1,91
29	6,2	16,5	1004,1	6,0	6,4	2,8	168,1	0,6	33,6	0,21	0,03	1,94
30	6,0	15,8	1019,9	5,8	6,1	2,6	170,7	0,5	34,1	0,20	0,03	1,97
31	5,8	15,1	1034,9	5,6	5,8	2,5	173,3	0,5	34,7	0,19	0,03	2,00
32	5,6	14,4	1049,3	5,4	5,5	2,4	175,7	0,5	35,1	0,18	0,03	2,03
33	5,4	13,7	1063,0	5,2	5,3	2,3	178,0	0,5	35,6	0,18	0,03	2,05
34	5,2	13,1	1076,0	5,0	5,0	2,2	180,2	0,4	36,0	0,17	0,03	2,08
35	5,0	12,5	1088,5	4,9	4,8	2,1	182,2	0,4	36,4	0,16	0,02	2,10
36	4,9	11,9	1100,4	4,7	4,6	2,0	184,2	0,4	36,8	0,15	0,02	2,13
37	4,7	11,3	1111,7	4,6	4,4	1,9	186,1	0,4	37,2	0,15	0,02	2,15
38	4,6	10,8	1122,5	4,4	4,2	1,8	187,9	0,4	37,6	0,14	0,02	2,17
39	4,4	10,3	1132,8	4,3	4,0	1,7	189,7	0,3	37,9	0,13	0,02	2,19
40	4,3	9,8	1142,7	4,2	3,8	1,6	191,3	0,3	38,3	0,13	0,02	2,21
41	4,2	9,4	1152,1	4,1	3,6	1,6	192,9	0,3	38,6	0,12	0,02	2,23
42	4,1	9,0	1161,0	3,9	3,5	1,5	194,4	0,3	38,9	0,12	0,02	2,24
43	3,9	8,5	1169,5	3,8	3,3	1,4	195,8	0,3	39,2	0,11	0,02	2,26
44	3,8	8,1	1177,7	3,7	3,1	1,4	197,2	0,3	39,4	0,10	0,02	2,28
45	3,7	7,8	1185,5	3,6	3,0	1,3	198,5	0,3	39,7	0,10	0,02	2,29
46	3,6	7,4	1192,9	3,5	2,9	1,2	199,7	0,2	39,9	0,10	0,01	2,30
47	3,5	7,1	1199,9	3,4	2,7	1,2	200,9	0,2	40,2	0,09	0,01	2,32
48	3,4	6,7	1206,7	3,4	2,6	1,1	202,0	0,2	40,4	0,09	0,01	2,33
49	3,4	6,4	1213,1	3,3	2,5	1,1	203,1	0,2	40,6	0,08	0,01	2,34
50	3,3	6,1	1219,2	3,2	2,4	1,0	204,1	0,2	40,8	0,08	0,01	2,36
51	3,2	5,9	1225,1	3,1	2,3	1,0	205,1	0,2	41,0	0,08	0,01	2,37
52	3,1	5,6	1230,7	3,1	2,2	0,9	206,0	0,2	41,2	0,07	0,01	2,38
53	3,1	5,3	1236,0	3,0	2,1	0,9	206,9	0,2	41,4	0,07	0,01	2,39
54	3,0	5,1	1241,1	2,9	2,0	0,8	207,8	0,2	41,6	0,07	0,01	2,40
55	2,9	4,8	1245,9	2,9	1,9	0,8	208,6	0,2	41,7	0,06	0,01	2,41
56	2,9	4,6	1250,5	2,8	1,8	0,8	209,4	0,2	41,9	0,06	0,01	2,42
57	2,8	4,4	1254,9	2,7	1,7	0,7	210,1	0,1	42,0	0,06	0,01	2,42
58	2,7	4,2	1259,1	2,7	1,6	0,7	210,8	0,1	42,2	0,05	0,01	2,43
59	2,7	4,0	1263,1	2,6	1,5	0,7	211,5	0,1	42,3	0,05	0,01	2,44
60	2,6	3,8	1267,0	2,6	1,5	0,6	212,1	0,1	42,4	0,05	0,01	2,45
61	2,6	3,6	1270,6	2,5	1,4	0,6	212,7	0,1	42,5	0,05	0,01	2,45
62	2,5	3,5	1274,1	2,5	1,3	0,6	213,3	0,1	42,7	0,04	0,01	2,46
63	2,5	3,3	1277,4	2,5	1,3	0,6	213,9	0,1	42,8	0,04	0,01	2,47
64	2,5	3,2	1280,6	2,4	1,2	0,5	214,4	0,1	42,9	0,04	0,01	2,47
65	2,4	3,0	1283,6	2,4	1,2	0,5	214,9	0,1	43,0	0,04	0,01	2,48

Calcul du coût de l'alun pour la déphosphatation du SLM

Quantité réelle d'alun en supposant que l'on traite par batch de 150 000 Litres
avec dose optimale de 24 mg Al_3+L .

Une dose de 24 mg Al_3+L permettrait de faire passer la concentration de de phosphore de 18,9 mg P/L à 1,6 mg P/L, soit un rapport molaire de 1,6 moles Al ajoutée/moles P enlevée.

Il faudrait 76 batch de 150 000 litres en utilisant le ratio de 1,6 Al/P pour abaisser la concentration de P à 2 mg P/L.

Le volume de solution d'alun liquide nécessaire serait alors de 1309 Litres ou 1,31 m

comme il y a 1,32 kg sol. alun/L sol. alun, il faudrait acheter 1309 L sol. alun X 1,32 kg sol. alun/L sol. alun soit 1728 kg sol. alun

Coût de l'alun

L'alun se vend en deux formats:

- 1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide
- 2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

Calcul du coût

1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide

$1728 \text{ kg sol. alun} / 265 \text{ kilo sol. alun/baril} = 6,5 \text{ barils} = 7 \text{ barils}$

$7 \text{ barils} \times 265 \text{ kg sol. alun/baril} \times \$0,56/\text{kg liquide} = \$1039 + \text{tx} + \text{transport}$

2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

$1777 \text{ kg sol. alun} / 1300 \text{ kg sol. alun/cube} = 1,3 \text{ cubes} = 2 \text{ cubes}$

$2 \text{ cubes} \times 1300 \text{ kg sol. alun/cube} \times \$0,26/\text{kg liquide} = \$676 + \text{tx} + \text{transport}$

Note: un dépôt d'environ \$1000 doit être prévu pour le cube ou l'achat d'un cube réusiné à environ \$120.

Simulation A5.4.2 utilisation d'une dose initiale de 30 mg Al^{3+}/L

Hypothèse on traite 325000 L par batch de 150 000 Litres

batch 1
 O-PO4 ini 17,4 mg P/L
 conc. alun 30 mg Al^{3+}/L
 vol alun/L 0,52 ml alun/L pour obtenir 30 mg Al^{3+}/L car 57950 mg Al^{3+}/L alun 8,3% 1,32
 vol alun ajouté 77,7 litres
 Conc final rés 0,5 mg P/L résultats du jar test
 moles Al^{3+} ajoutés/mole P enlevée 20
 SL Maprès
 traitement 16,7 mg P/L dans le SL Maprès batch

batch 2
 O-PO4 ini 16,7 mg P/L
 conc. alun 28,6 mg Al^{3+}/L
 vol alun/L 0,49 ml alun/L pour obtenir 28,6153846 mg Al^{3+}/L car 57950 mg Al^{3+}/L alun 8,3% 1,32
 vol alun ajouté 74,1 litres
 Conc final rés 0,5 mg P/L
 Conc finale
 SL Maprès
 traitement 15,9 mg P/L dans le SL Maprès batch

batch 3
 O-PO4 ini 15,9 mg P/L
 conc. alun 27,3 mg Al^{3+}/L
 vol alun/L 0,47 ml alun/L pour obtenir 27,2946746 mg Al^{3+}/L car 57950 mg Al^{3+}/L alun 8,3% 1,32
 vol alun ajouté 70,7 litres
 Conc final rés 0,5 mg P/L
 Conc finale
 SL Maprès
 traitement 15,2 mg P/L dans le SL Maprès batch

batch 4
 O-PO4 ini 15,2 mg P/L
 conc. alun 26,0 mg Al^{3+}/L
 vol alun/L 0,45 ml alun/L pour obtenir 26,0349203 mg Al^{3+}/L car 57950 mg Al^{3+}/L alun 8,3% 1,32
 vol alun ajouté 67,4 litres
 Conc final rés 0,5 mg P/L
 Conc finale
 SL Maprès
 traitement 14,5 mg P/L dans le SL Maprès batch

et ainsi de suite jusqu'à 2 mg P/L (voir page suivante)

Batch	mg PL initial	alun ajoutés	alun aj.cumul	mg PL final	conc. alun	Al(CH ₃) ₃	Al(CH ₃) ₃	vol Al(CH ₃) ₃	vol Al(CH ₃) ₃
	(Lires)	(Lires)	(Lires)	SLM après batch	mg AD+L	prod. (kg)	cumul. (kg)	m ³	cumul. (m ³)
1	17,4	77,7	77,7	16,7	30	13	13,0	2,6	2,6
2	16,7	74,1	151,7	15,9	28,6	12,4	25,4	2,5	5,1
3	15,9	70,7	222,4	15,2	27,3	11,8	37,2	2,4	7,4
4	15,2	67,4	289,8	14,5	26,0	11,3	48,5	2,3	9,7
5	14,5	64,3	354,0	13,9	24,8	10,8	59,3	2,2	11,9
6	13,9	61,3	415,4	13,2	23,7	10,3	69,5	2,1	13,9
7	13,2	58,5	473,8	12,7	22,6	9,8	79,3	2,0	15,9
8	12,7	55,8	529,6	12,1	21,6	9,3	88,7	1,9	17,7
9	12,1	53,2	582,8	11,6	20,6	8,9	97,6	1,8	19,5
10	11,6	50,8	633,6	11,0	19,6	8,5	106,1	1,7	21,2
11	11,0	48,4	682,0	10,6	18,7	8,1	114,2	1,6	22,8
12	10,6	46,2	728,2	10,1	17,8	7,7	121,9	1,5	24,4
13	10,1	44,0	772,2	9,6	17,0	7,4	129,3	1,5	25,9
14	9,6	42,0	814,2	9,2	16,2	7,0	136,3	1,4	27,3
15	9,2	40,1	854,3	8,8	15,5	6,7	143,0	1,3	28,6
16	8,8	38,2	892,5	8,4	14,8	6,4	149,4	1,3	29,9
17	8,4	36,5	929,0	8,1	14,1	6,1	155,5	1,2	31,1
18	8,1	34,8	963,8	7,7	13,4	5,8	161,3	1,2	32,3
19	7,7	33,2	996,9	7,4	12,8	5,6	166,9	1,1	33,4
20	7,4	31,6	1028,6	7,1	12,2	5,3	172,2	1,1	34,4
21	7,1	30,2	1058,8	6,7	11,7	5,1	177,2	1,0	35,4
22	6,7	28,8	1087,5	6,5	11,1	4,8	182,1	1,0	36,4
23	6,5	27,5	1115,0	6,2	10,6	4,6	186,7	0,9	37,3
24	6,2	26,2	1141,2	5,9	10,1	4,4	191,0	0,9	38,2
25	5,9	25,0	1166,2	5,7	9,7	4,2	195,2	0,8	39,0
26	5,7	23,8	1190,0	5,4	9,2	4,0	199,2	0,8	39,8
27	5,4	22,7	1212,7	5,2	8,8	3,8	203,0	0,8	40,6
28	5,2	21,7	1234,4	5,0	8,4	3,6	206,7	0,7	41,3
29	5,0	20,7	1255,1	4,8	8,0	3,5	210,1	0,7	42,0
30	4,8	19,7	1274,8	4,6	7,6	3,3	213,4	0,7	42,7
31	4,6	18,8	1293,6	4,4	7,3	3,1	216,6	0,6	43,3
32	4,4	17,9	1311,6	4,2	6,9	3,0	219,6	0,6	43,9
33	4,2	17,1	1328,7	4,0	6,6	2,9	222,4	0,6	44,5
34	4,0	16,3	1345,0	3,9	6,3	2,7	225,2	0,5	45,0
35	3,9	15,6	1360,6	3,7	6,0	2,6	227,8	0,5	45,6
36	3,7	14,9	1375,5	3,6	5,7	2,5	230,3	0,5	46,1
37	3,6	14,2	1389,6	3,4	5,5	2,4	232,6	0,5	46,5
38	3,4	13,5	1403,1	3,3	5,2	2,3	234,9	0,5	47,0
39	3,3	12,9	1416,0	3,1	5,0	2,2	237,1	0,4	47,4
40	3,1	12,3	1428,3	3,0	4,8	2,1	239,1	0,4	47,8
41	3,0	11,7	1440,1	2,9	4,5	2,0	241,1	0,4	48,2
42	2,9	11,2	1451,3	2,8	4,3	1,9	243,0	0,4	48,6
43	2,8	10,7	1461,9	2,7	4,1	1,8	244,7	0,4	48,9
44	2,7	10,2	1472,1	2,6	3,9	1,7	246,4	0,3	49,3
45	2,6	9,7	1481,8	2,5	3,8	1,6	248,1	0,3	49,6
46	2,5	9,3	1491,1	2,4	3,6	1,6	249,6	0,3	49,9
47	2,4	8,8	1499,9	2,3	3,4	1,5	251,1	0,3	50,2
48	2,3	8,4	1508,3	2,2	3,3	1,4	252,5	0,3	50,5
49	2,2	8,0	1516,4	2,1	3,1	1,3	253,9	0,3	50,8
50	2,1	7,7	1524,0	2,0	3,0	1,3	255,1	0,3	51,0

Calcul du coût de l'alun pour la déphosphatation du SLM

Quantité réelle d'alun en supposant que l'on traite par batch de 150 000 Litres
avec dose optimale de 30 mg Al 3+/L.

Une dose de 30 mg Al_3^{+}/L permettrait de faire passer la concentration de de phosphore de 17,4 mg P/L à 0,5 mg P/L, soit un rapport molaire de 2 moles Al ajoutée/moles P enlevée.

Il faudrait 50 batch de 150 000 litres en utilisant le ratio de 2 Al/P pour abaisser la concentration de P à 2 mg P/L.

Le volume de solution d'alun liquide nécessaire serait alors de 1524 Litres ou 1,52 m

comme il y a 1,32 kg sol. alun/L sol. alun, il faudrait acheter 1524 L sol. alun X 1,32 kg sol. alun/L sol. alun soit 2012 kg sol. alun

Coût de l'alun

L'alun se vend en deux formats:

- 1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide
- 2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

Calcul du coût

1) en baril contenant 265 kg de solution d'alun liquide à \$0,56 /Kg liquide

$2012 \text{ kg sol. alun} / 265 \text{ kilo sol. alun/baril} = 7,6 \text{ barils} = 8 \text{ barils}$

$8 \text{ barils} \times 265 \text{ kg sol. alun/baril} \times \$0,56/\text{kg liquide} = \$1187 + \text{tx} + \text{transport}$

2) en cube de 1300 kg de solution liquide d'alun à \$0,26/Kg liquide

$2012 \text{ kg sol. alun} / 1300 \text{ kg sol. alun/cube} = 1,5 \text{ cubes} = 2 \text{ cubes}$

$2 \text{ cubes} \times 1300 \text{ kg sol. alun/cube} \times \$0,26/\text{kg liquide} = \$676 + \text{tx} + \text{transport}$

Note: un dépôt d'environ \$1000 doit être prévu pour le cube ou l'achat d'un cube réusiné à environ \$120.

ANNEXE 6 Personnes ressources et fournisseurs de produits

**Pour avoir plus d'informations concernant les normes de rejet à l'égout de la
Communauté urbaine de Montréal (CUM)**

M. Bernard Séguin
Surintendant
827, Crémazie est
Montréal, QC
H2M 2T8
Tél : (514) 280-8668
Fax : (514) 280-4318

Pour avoir plus d'informations concernant l'alun et pour commander

Mme Mélanie Lefebvre
Eaglebrook, Inc. du Canada
3405, Boulevard Marie-Victorin
Varenes, QC
J3X 1T6
Tél : (450) 652-0665
Fax : (450) 652-7343
www.eaglebrook.net

Pour avoir plus d'informations sur le Percol Lt-27 et pour commander

M. Claude Trépanier (aucun lien avec l'auteur)
CIBA Spécialités Chimiques
Tél : (418) 659-5653

Pour avoir plus d'informations sur la scorie et pour commander

M. Michel Piché
Directeur marketing vente de granulats
C.P. 1010
3500 Marie-Victorin
Contrecoeur, QC
J0L 1C0
Tél : (450) 587-2065
Fax : (450) 587-2356
Cell. : (450) 895-7526

mpiche@hmwest.com